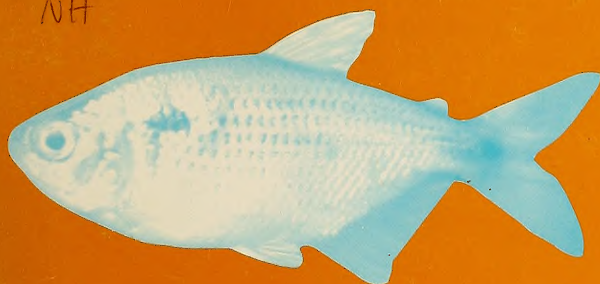
ISSN 0037-850X



BOLETIN de la SOCIEDAD de BIOLOGIA de CONCEPCION





BOL. SOC. BIOL. CONCEPCION, TOMO 72, 2001

BOLETIN DE LA SOCIEDAD DE BIOLOGIA DE CONCEPCION
ISSN 0037 - 850X (Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile)

"Publicación biológica, no interrumpida, más antigua de Chile".
Auspiciada por la Universidad de Concepción

Director responsable: PROF. HUGO I. MOYANO G.
Subdirector: DR. JUAN F. GAVILAN E.
Representante legal: DR. JUAN CARLOS ORTIZ Z.

Propietario del Boletín: Sociedad de Biología de Concepción
Domicilio legal: Barrio Universitario, Casilla 4006, Correo 3, Concepción-Chile.

Toda correspondencia y órdenes de suscripción deben dirigirse a: Sociedad de Biología de Concepción, Casilla 4006, Correo 3, Concepción, Chile.

Correspondence and suscription orders should be addressed to: Sociedad de Biología de Concepción, Casilla 4006, Correo 3, Concepción, Chile.

Price per volume: US$ 25.00, air mail delivery included.

BOLETIN

DE LA

SOCIEDAD DE

BIOLOGIA

DE

CONCEPCION



TOMO 72
CONCEPCION
2001

BOLETIN DE LA SOCIEDAD DE BIOLOGIA DE CONCEPCION - (CHILE)
ISSN 0037 - 850X
Organo oficial de las Sociedades de Biología y Bioquímica de Concepción
Publicación auspiciada por la Universidad de Concepción

TOMO 72 AÑO 2001

RESULTADOS DEL IX CONGRESO IBEROAMERICANO DE BIODIVERSIDAD Y ZOOLOGIA DE VERTEBRADOS

BUENOS AIRES - 24 - 27 DE ABRIL DE 2000
MUSEO ARGENTINO DE CIENCIAS NATURALES "BERNARDINO RIVADAVIA"

Editados por H.I. Moyano G. y J.C. Ortiz

CONTENIDO

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 7-23, 2001

ECOLOGIA TROFICA DE PECES EN UN RIO MESOEUTROFICO EN EL NOROESTE DE ARGENTINA

Trophic ecology of fishes from a northwestern Argentinian mesoeutrophic river

S.E. BARROS, G. MONASTERIO DE GONZO & M. MOSQUEIRA*

RESUMEN

Se analizan en el presente trabajo las relaciones tróficas de cinco especies de peces residentes en un curso de agua mesoeutrófico en el Noroeste de Argentina. Los ejemplares analizados fueron capturados en muestreos bimensuales desde abril de 1999 a marzo de 2000, mediante el empleo de distintas artes de pesca de acuerdo al comportamiento de las especies. Se identificaron 14 especies de peces. Se estimaron el coeficiente alimentario Q, el ancho del nicho trófico y el solapamiento de dieta para las especies nectónicas más abundantes, *Astyanax eigenmaniorum*, *A. bimaculatus*, *Bryconamericus thomasi*, *Jenynsia multidentata* y *J. alternimaculata*. Los resultados obtenidos permiten afirmar que las especies analizadas consumen principalmente larvas y pupas de insectos, comportándose como generalistas tróficas. Se registra solapamiento en la dieta de tres pares de especies: *B. thomasi* x *A. eigenmanniorum*, *A. bimaculatus* x *J. multidentata* y *A. bimaculatus* x *J. alternimaculata*. Este solapamiento podría deberse al nivel taxonómico empleado para categorizar los ítems alimentarios; una determinación a nivel de género o especie permitiría disminuirlo. Por todo lo expuesto se concluye que el curso de agua analizado presenta condiciones apropiadas para la presencia de larvas de Insecta, que constituyen la principal fuente de alimento de las especies analizadas. No existiría competencia entre ellas debido principalmente a la gran disponibilidad de alimento en el medio.

ABSTRACT

The trophic relations of five fish species from a mesoeutrophic stream in the northwestern of Argentina, are analyzed. The specimens were collected bimonthly, from april / 1999 to march / 2000, using different nets, according with the species behavior. Fourteen species of fishes were identified. The feeding coefficient Q, the trophic niche wide and the food overlap for the more abundant nektonic species, *Astyanax eigenmaniorum*, *A. bimaculatus*, *Bryconamericus thomasi*, *Jenynsia multidentata* and *J. alternimaculata* were carried out. The results show that the five species analyzed eat mainly insect larval stages and pupae, being trophic generalists. Food overlap of three pair of species was observed (*B. thomasi* x *A. eigenmanniorum*; *A. bimaculatus* x *J. multidentata* and *A. bimaculatus* x *J. alternimaculata*). The taxonomic level used for classifying the food items may overestimated the overlaps in the trophic structure. The classification to genera or species level could minimize such overlaps. The analyzed stream presents in the middle section, optimal conditions for larval stages of mosquitoes, which are the major source of food for the fish species analyzed. Due mainly to the high readiness of food, competition among species do not exist.

KEYWORDS: Trophic ecology. Food overlap. Freshwater fish. Northwestern of Argentina, Salta.

INTRODUCCION

El estudio de los hábitos alimentarios de los peces son importantes para entender las relaciones entre los componentes de la ictiofauna y los demás organismos de la comunidad acuática (Hahn *et al.*, 1997). El conocimiento de los alimentos utilizados por los peces puede ofrecer datos sobre hábitat, disponibilidad de alimento en un ambiente y sobre algunos aspectos del comportamiento y servir como base para el entendimiento del papel ecológico desempeñado por las diferentes especies (Windell & Bowen, 1978; Agostinho *et al.*, 1997). En general en Sudamérica (Vazzoler, 1982; Eichabaum Esteves

*CIUNSa. Facultad de Cs. Naturales, UNSa. Buenos Aires 177 (4400) Salta, Argentina.

& Galetti Jr., 1995; Hartz *et al.*, 1996; Hahn *et al.*, *op. cit.*; Cienfuentes & Vargas, 1998), y particularmente en Argentina se han llevado a cabo importantes estudios acerca de ecología trófica y alimentación en peces; fundamentalmente en el área Paraná-Río de la Plata (Ferriz, 1994; Ferriz, 1998; Ferriz & López, 1998). En la provincia de Salta y en el Valle de Lerma, se realizaron trabajos sobre biología, distribución y taxonomía de peces (Gonzo, 1984; Martínez & Monasterio de Gonzo, 1989; Mintzer & Monasterio de Gonzo, 1991; Monasterio de Gonzo *et al*, 1994, 1996), pero los estudios sobre alimentación en peces y sus relaciones tróficas son escasos (Sueldo *et al.*, 1987; Gonzo *et al.*, *op. cit.*). El desarrollo de estudios sobre esta temática resulta de gran importancia para emprender acciones de conservación y manejo de las poblaciones locales de peces, teniendo en cuenta que muchas de las especies analizadas consumen principalmente larvas y pupas de mosquitos (Gonzo *et al.*, *op. cit.*), que pueden actuar como transmisores de enfermedades.

En los últimos años el río Arias-Arenales ha sufrido una severa influencia antrópica, siendo el receptor de líquidos domiciliarios de la ciudad de Salta, de efluentes de establecimientos fabriles y de derivados de la actividad agrícola. En sus márgenes se encuentran ubicados basurales y también asentamientos poblacionales marginales (Ganam, 1996; Gonzo *et al.*, *op. cit.*). La integridad biológica de un ecosistema se ve reflejada por la salud de los organismos que lo componen. En ecosistemas acuáticos, los peces y particularmente las especies que se ubican en niveles superiores de las redes tróficas, son generalmente observadas como indicadores de la salud de todo el sistema, debido a que por su posición pueden integrar el efecto de variables bióticas y abióticas (Adams *et al.*, 1993).

Por lo tanto, el presente estudio tiene por objetivos identificar los ítems alimentarios de especies nectónicas a lo largo de un río mesoeutrófico durante un ciclo anual, verificar si existe solapamiento de nichos tróficos y determinar si la alteración que sufre el río Arias Arenales al atravesar la ciudad capital de la provincia de Salta, influye sobre la dieta de los peces analizados.

MATERIALES Y METODOS

El río Arias-Arenales tiene sus nacientes al oeste de la ciudad de Salta a una altitud de 4160 msnm, llegando a 1100 msnm en su desembocadura en el Embalse Gral. Manuel Belgrano (Cabra Corral), recorriendo una distancia aproximada de 60 Km. Su régimen es torrencial, con períodos de fuerte aumento de caudal y velocidad durante la estación estival. La oferta de alimentos para la fauna ictícola es máxima en este período, pero persiste a lo largo de todo el año, aún durante el moderado periodo invernal (Gonzo *et al.*, *op. cit.*).

Se seleccionaron dos sitios de muestreo en zonas del curso medio del río: Barrio Santa Lucía y puente de Avenida Paraguay, y un sitio en el curso inferior: Paraje Las Garzas; teniendo en cuenta al impacto de las actividades humanas a medida que el río atraviesa la ciudad (Fig. 1). El barrio Santa Lucía corresponde a un tramo del río de transición entre una zona no contaminada y una zona de degradación. El sector de Av. Paraguay es una zona de degradación y Las Garzas es una zona de recuperación con características de oligosaprobia (Ramírez *et al.*, 1993, Salusso & Moraña, 2000).

Los peces se colectaron en muestreos bimensuales desde abril de 1999 a marzo del 2000, utilizando como artes de pesca redes de cerco, de arrastre, de arrojar y redes trampa, de acuerdo al comportamiento de la especie.

Los peces fueron identificados a nivel de especie, mediante el uso de claves (Ringuelet *et al.*, 1967). Los especímenes analizados se encuentran depositados en el Museo Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Salta.

Los estómagos fueron disectados, y su contenido vaciado completamente en cápsulas de Petri para la observación bajo microscopio estereoscópico. Los ítems presa fueron identificados, mediante literatura especializada, hasta el menor nivel taxonómico posible. Dada la imposibilidad de cuantificar el ítem algas debido a su tamaño, solo se consideró su presencia, excluyéndolas de los análisis posteriores. Se pesó la totalidad de cada uno de los ítems con precisión de 0,0001 g, previo secado de los mismos con papel de filtro. El análisis de la dieta se realizó a través del coeficiente alimentario **Q** (Hureau, 1970; Ferriz, 1994):

$$Q = Cn * Cp$$

Donde: **Cn** es el porcentaje numérico de cada uno de los ítems consumidos y, **Cp** es el porcentaje en peso de cada uno de estos. De acuerdo al valor del coeficiente alimentario **Q**, las presas se clasificaron en (Ferriz, 1994):

Presas principales: **Q > 200**
Presas secundarias: **20 ≤ Q ≤ 200**
Presas accesorias: **Q < 20**

Para estimar el ancho del nicho trófico se empleó el coeficiente de diversidad de Shannon-Wiener **H'** (Pielou, 1974):

$$H' = -\sum_{i=1}^{n} p_i * \log p_i ,$$

donde p_i es la proporción en peso del ítem alimenticio **i**.

Para calcular la superposición en las dietas de los peces se aplicó el Indice de Morisita modificado por Horn (1966), (Ferriz, 1994):

$$C_\lambda = \frac{2\sum_{i=1}^{s} X_i Y_i}{\sum_{i=1}^{s} X_i^2 + Y_i^2}$$

donde X_i e Y_i son las proporciones del peso del ítem presa **i** en las muestras **X** e **Y**. Este índice varia entre 0, cuando no hay superposición y 1, cuando la superposición es total.

Tabla I. Densidad (ind/m²) y porcentajes de especies de peces en tres sitios del río Arenales, provincia de Salta, Argentina.

Especies	**Las Garzas**		**Av. Paraguay**		**Santa Lucía**	
	Densidad	%	Densidad	%	Densidad	%
CLASE OSTEICHTHYES						
ORDEN CHARACIFORMES						
CHARACIDAE						
Astyanax bimaculatus	-	-	0,042	5,04	0,027	7,01
Astyanax eigenmanniorum	0,005	1,61	-	-	0,055	14,29
Astyanax lineatus			0,007	0,84	-	-
Bryconamericus thomasi	0,005	1,61	0,055	6,60	0,035	9,09
Characidium fasciatum fasciatum			0,055	6,60	0,005	1,30
Oligosarcus bolivianus	0,002	0,65	-	-	0,032	8,31
ORDEN SILURIFORMES						
PIMELODIDAE						
Heptapterus mustelinus	0,027	8,71	0,002	0,24	0,005	1,30
TRICHOMYCTERIDAE						
Trichomycterus spegazzinii	0,025	8,06	0,105	12,61	0,077	20,00
CALLICHTHYIDAE						
Corydoras paleatus	0,007	2,26	0,002	0,24	0,002	0,52
LORICARIIDAE						
Hypostomus cordovae	0,057	18,39	0,352	42,26	0,020	5,19
Ixinandria steinbachi	0,050	16,13	0,067	8,04	0,040	10,91
Rineloricaria cf. lima	0,132	42,58	0,132	15,85	0,010	2,60
ORDEN CYPRINODONTIFORMES						
Jenynsia alternimaculata	-	-	0,007	0,84	0,020	5,19
Jenynsia multidentata	-	-	0,007	0,84	0,055	14,29
Total	**0,310**	**100**	**0,833**	**100**	**0,385**	**100**

Tabla II. Método numérico (%**Cn**), gravimétrico (%**Cp**) e índice de alimento principal **Q** de cinco especies de peces del río Arias-Arenales.

ITEMES-PRESA	ESPECIES DE PECES														
	Astyanax bimaculatus			*Astyanax eigenmanniorum*			*Bryconamericus thomasi*			*Jenynsia multidentata*			*Jenynsia alternimaculata*		
	Cn	**Cp**	**Q**	**Cn**	**Cp**	**Q**	**Cn**	**Cp**	**Q**	**Cn**	**Cp**	**Q**	**Cn**	**Cp**	**Q**
ARACHNIDA															
Hidracaridae	-	-	-	1,80	2,34	4,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
INSECTA															
DIPTERA															
Chironomidae	40,42	5,91	238,9	81,98	39,44	3233,3	67,68	26,69	1806,38	1,94	1,33	2,58	-	-	-
Culicidae	14,89	37,84	563,4	4,50	4,19	18,8	5,70	3,22	18,35	94,56	86,16	8147,29	86,5	38,39	3320,7
Muscidae	2,13	8,16	17,4	-	-	-	3,04	30,20	9,18	-	-	-	1,92	16,9	32,6
Dixidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,39	0,29	0,11	-	-	-
Simuliidae	4,25	0,96	4,1	2,70	20,99	56,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA	4,25	3,30	14,0	11,71	31,36	367,4	8,36	8,90	74,4	0,39	0,37	0,14	1,92	2,24	4,3
PLECOPTERA	2,13	9,53	19,5	-	-	-	0,38	4,41	1,68	-	-	-	0,96	9,89	9,5
HEMIPTERA	-	-	-	-	-	-	2,28	1,33	3,03	-	-	-	-	-	-
HOMOPTERA	-	-	-	-	-	-	1,14	1,06	1,21	-	-	-	-	-	-
TRICHOPTERA	-	-	-	0,90	0,52	0,47	3,04	1,24	3,77	-	-	-	-	-	-
ORTHOPTERA	-	-	-	0,90	1,16	1,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ODONATA	-	-	-	-	-	-	7,60	22,80	173,28	1,94	10,54	20,45	-	-	-
LEPIDOPTERA	-	-	-	-	-	-	0,38	0,11	0,04	-	-	-	-	-	-
EPHEMEROPTERA	17,02	5.55	94.5	-	-	-	-	-	-	0,78	1,31	1,02	2,88	1,44	4,1
MOLLUSCA															
BIVALVIA	8,51	19,15	163,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GASTEROPODA	6,38	17,95	114,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,81	31,08	149,5
CRUSTACEA															
DECAPODA															
Palaemonetes sp.	-	-	-	-	-	-	0,38	3,22	1,22	-	-	-	-	-	-
ALGAE															
Bacillariophyceae	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-
Clorophyceae	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-

Tabla III. Valores del índice alimentario **Q** para ejemplares de *B. thomasi* según los sitios de muestreo y estaciones del año entre 1999-2000, Río Arias-Arenales, Salta, Argentina.

Itemes-presa	Santa Lucía		Av. Paraguay			Las Garzas
	Invierno '99	Primavera '99	Primavera '99	Verano '00	Otoño '99	Verano '00
INSECTA						
DIPTERA						
Chironomidae						
larva	1158,4	605,8	3252,2	96,1	-	438,2
pupa	283,7	32,3	32,2	-	-	429,2
adulto	-	-	-	34,5	10000	-
Culicidae						
larva	-	-	-	31,5	-	-
pupa	-	-	1,7	450,5	-	-
adulto	-	-	-	312,7	-	-
Muscidae						
larva	-	10,8	109,9	-	-	-
adulto	-	12,6	-	253,4	-	-
COLEOPTERA						
larva	9,4	-	75,0	103,6	-	127,4
adulto	-	-	-	-	-	1285,4
ODONATA						
larva	68,0	1571,9	-	-	-	-
LEPIDOPTERA						
larva	-	0,8	-	-	-	-
TRICOPTERA						
larva	-	11,8	1,2	-	-	-
HOMOPTERA						
larva	-	-	2,3	-	-	20,9
HEMIPTERA						
larva	13,3	-	-	-	-	-
PLECOPTERA						
larva	196,0	-	-	114,1	-	-
CRUSTACEA						
DECAPODA						
Palaemonetes sp.	-	3,1	-	-	-	-
N° de estómagos analizados	11	13	10	5	10	6
N° de estómagos vacíos	7	1	2	2	0	3

RESULTADOS

Se identificaron en total 14 especies de peces en el presente estudio (Tabla I), realizándose el análisis de contenidos estomacales en las especies nectónicas más abundantes: *A. eigenmanniorum, A. bimaculatus, B. thomasi, J. multidentata* y *J. alternimaculata*.

Se observó una mayor abundancia relativa de los Siluriformes (80,25 %) con respecto a Characiformes (16,91 %) Cyprinodontiformes (6,37 %). Entre los primeros se destacan *Hypostomus cordovae*, *Rineloricaria* cf. *lima* y *Trichomycterus spegazzinii*. Entre los carácidos predominan *B. thomasi, A. eigenmanniorum* y *A. bimaculatus*; mientras que entre los ciprinodóntidos se destaca *J. multidentata*.

El análisis de los contenidos estomacales de las distintas especies de peces capturadas en los diferentes sitios de muestreo, muestra un amplio rango de ítems alimentarios (Tabla II).

Bryconamericus thomasi (Fowler, 1940) (Fig. 2)

Esta especie fue capturada en Santa Lucía en el invierno y primavera de 1999; en la Avenida Paraguay en el otoño y primavera de 1999 y en el verano de 2000; mientras que en Las Garzas sólo se capturaron en el verano de 2000.

La talla de los ejemplares analizados comprendió entre 17,2 y 60,1 mm de longitud estándar. La composición por sexos estuvo conformada por un 54,5 % de hembras, 36,9 % de machos y 8,7 % de indeterminados.

De los 55 estómagos analizados de esta especie, el 72,3 % se encontró con contenido, registrándose un total de 11 ítems presa. Entre ellos se destaca Insecta con el 91 % de los ítems y el 99 % de la abundancia numérica y de biomasa (Tabla II). El índice de diversidad H' fue de 0,730, indicativo de una dieta variada.

Tabla IV. Valores del índice alimentario **Q** para ejemplares de *A. eigenmanniorum* según los sitios de muestreo y estaciones del año entre 1999-2000, Río Arias-Arenales, Salta, Argentina.

Itemes-presa	**Santa Lucía**			**Las Garzas**
	Otoño ‘ 99	**Primavera ‘ 99**	**Verano ‘ 00**	**Otoño ‘ 00**
ARACHNIDA				
Hidracharidae	41,5	-	-	-
INSECTA				
DIPTERA				
Chironomidae				
larva	2316,8	249,1	1529,7	1239,0
pupa	72,9	306,8	106,73	1809,1
adulto	-	383,4	1,34	-
Culicidae				
larva	-	-	1,13	-
pupa	-	-	5,59	-
adulto	-	-	7,99	-
Simuliidae				
larva	61,9	959,1	13,3	476,2
COLEOPTERA				
adulto	21,3	-	901,3	-
ORTHOPTERA				
larva	10,2	-	-	-
TRICOPTERA				
larva		-	1,00	-
PLANTAE				
(restos)	136,5	-	-	-
N° de estómagos analizados	30	6	34	2
N° de estómagos vacíos	6	4	0	0

Tabla V. Valores del índice alimentario **Q** para ejemplares de *A. bimaculatus* según los sitios de muestreo y estaciones del año entre 1999-2000, Río Arias-Arenales, Salta, Argentina.

Itemes-presa	**Santa Lucía**	**Av. Paraguay**			
	Otoño ‘ 99	**Otoño ‘ 99**	**Invierno ‘ 99**	**Primavera ‘ 99**	**Verano ‘00**
MOLLUSCA					
BIVALVIA	1027,7	1476,4	-	-	-
GASTEROPODA	-	820,2	-	-	52,0
INSECTA					
DIPTERA					
Chironomidae					
larva	2404,9	42,65	599,3	1547,6	-
pupa	-	-	-	-	-
adulto	-	-	-	-	-
Culicidae					
larva	-		95,9	-	-
pupa	-		38,7	-	-
adulto	-		-	-	-
Simuliidae					
adulto	-	-	147,5	-	-
Muscidae	-				
larva	-		-	-	-
adulto	-		628,8	-	-
COLEOPTERA					
adulto	-	-	-	-	574,0
EPHEMEROPTERA					
larva	-	-	-	3452,4	2520,0
PLECOPTERA					
larva	-	326,4	-	-	-
N° de estómagos analizados	9	12	3	6	3
N° de estómagos vacíos	0	0	0	0	0

Tabla VI. Valores del índice alimentario **Q** para ejemplares de *J. multidentata* según los sitios de muestreo y estaciones del año entre 1999-2000, Río Arias-Arenales, Salta, Argentina.

Itemes-presa		**Santa Lucía**	**Av. Paraguay**		
		Otoño ' 99	**Primavera ' 99**	**Verano ' 00**	**Primavera ' 99**
INSECTA					
DIPTERA					
Chironomidae					
	larva	821,5	-	-	-
Culicidae					
	larva	-	5559,3	8475,0	6112,4
	pupa	-	5,9	44,53	471,9
	adulto	-	0,5	-	-
Dixidae					
	larva	-	-	1,5	-
Muscidae					
	pupa	1346,8	-	-	-
COLEOPTERA					
	larva	-	12,0	-	-
ODONATA					
	larva	-	60,1	-	-
EPHEMEROPTERA					
	larva	114,5	-	-	-
N° de estómagos analizados		10	14	16	2
N° de estómagos vacíos		2	4	0	0

Tabla VII. Valores del índice alimentario **Q** para ejemplares de *J. alternimaculata* según los sitios de muestreo y estaciones del año entre 1999-2000, Río Arias-Arenales, Salta, Argentina.

Itemes-presa		**Santa Lucía**		**Av. Paraguay**
		Primavera ' 99	**Verano ' 00**	**Primavera ' 99**
MOLLUSCA				
GASTEROPODA		-	-	2698,0
INSECTA				
DIPTERA				
Culicidae				
	larva	10000	3864,4	264,0
	pupa	-	4,7	371,1
Muscidae				
	larva	-	75,6	-
EPHEMEROPTERA				
	larva	-	14,5	-
COLEOPTERA				
	larva	-	15,3	-
PLECOPTERA				
	larva	-	22,1	-
N° de estómagos analizados		6	12	3
N° de estómagos vacíos		0	0	0

Tabla VIII. Coeficiente de solapamiento en la dieta, calculado a través del Indice de Morisita C_λ.

Pares de Especies	Indice C_λ
B. thomasi X *A. bimaculatus*	0,527
B. thomasi X *A. eigenmanniorum*	0,801*
B. thomasi X *J. multidentata*	0,074
B. thomasi X *J. alternimaculata*	0,274
A. bimaculatus X *A. eigenmanniorum*	0,192
A. bimaculatus X *J. multidentata*	0,670*
A. bimaculatus X *J. alternimaculata*	0,871*
A. eigenmanniorum X *J. multidentata*	0,082
A. eigenmanniorum X *J. alternimaculata*	0,095

(*Valores $\geq$ 0,60 fueron considerados altos).

Si consideramos la composición total de la dieta (Tabla II), por su importancia numérica y gravimétrica se puede afirmar que el alimento principal de *B. thomasi* lo constituyen los quironómidos (Fig. 3), principalmente en forma de larvas y pupas (Q = 1806,4). Las larvas de odonatos y larvas y adultos de coleópteros constituyen presas secundarias; en tanto que el resto de los insectos y los crustáceos (*Palaemonetes* sp.) representan presas accesorias.

La Tabla III presenta la composición de la dieta de esta especie de acuerdo al sitio de muestreo y la época del año (1999-2000). En Santa Lucía en el invierno, *B. thomasi* consume principalmente larvas y pupas de quironómidos. Secundariamente se alimenta de larvas de plecópteros y larvas de odonatos. Las larvas de coleópteros y de hemípteros son presas accesorias. En el mismo sitio en primavera, las larvas de odonatos y de quironómidos se presentan como ítems principales, mientras que las pupas de quironómidos son elementos secundarios. Las larvas y adultos de múscidos, las larvas de tricópteros, de lepidópteros y *Palaemonetes* sp. representan presas accesorias en su dieta.

En el sitio de muestreo de Av. Paraguay en primavera, el alimento principal de esta especie está constituido por larvas de quironómidos. Las larvas de múscidos, coleópteros y pupas de quironómidos son elementos secundarios. Las pupas de homópteros y culícidos y las larvas de tricópteros constituyen elementos accesorios. En verano ingieren principalmente pupas y adultos de culícidos y adultos de múscidos. Secundariamente consumen larvas de plecópteros, culícidos, coleópteros, larvas y adultos de quironómidos. En el otoño, los adultos de quironómidos constituyen el componente principal.

En el Paraje Las Garzas durante el verano, se alimenta principalmente de coleópteros adultos, larvas y pupas de quironómidos. En forma secundaria consume larvas de coleópteros y pupas de homópteros.

Astyanax eigenmanniorum (Cope, 1894) (Fig. 4)

Esta especie fue capturada en dos de los tres sitios de muestreo. En Santa Lucía en el otoño y primavera de 1999 y en el verano de 2000. En Las Garzas únicamente en el otoño de 2000.

El rango de talla de los ejemplares analizados abarcó entre 20,5 y 64,4 mm de longitud estándar. La composición por sexos fue 33,3 % hembras, 25 % machos y 41,7 % indeterminados. De 72 estómagos analizados, el 86,2 % se encontró con contenido, hallándose un total de 7 ítems presa, destacándose Insecta con el 81 % de los ítems. Se encontró un índice de diversidad H' de 0,590, indicando que esta especie presenta un espectro alimentario medianamente amplio.

Si consideramos la composición total de la dieta (Tabla II), teniendo en cuenta la importancia numérica (81,98 %), gravimétrica (39,4 %) y el índice Q = 3233,3 se puede afirmar que el alimento principal de *A. eigenmanniorum* lo constituyen los quironómidos (Fig. 5), fundamentalmente larvas y pupas; seguidos por los coleópteros (Q = 357,8); mientras que los simúlidos (Q = 56,7) se presentan como presas secundarias y los tricópteros (Q = 0,47) y ortópteros (Q =1,04) sólo son ítems accesorios.

Al analizar la composición de la dieta de esta especie de acuerdo al sitio de muestreo y la época del año (Tabla IV), se observa que la misma se alimenta principalmente de larvas de quironómidos todo el año en los sitios donde la especie fue capturada. En otoño en Santa Lucía los restos vegetales, las larvas de simúlidos y los hidracáridos constituyen presas secundarias; en tanto que los adultos de coleópteros y las larvas de ortópteros constituyen presas accesorias (Q < 20). En el verano aparece un nuevo ítem presa, los culícidos, que constituyen, conjuntamente con los simúlidos, coleópteros y tricópteros, presas accesorias. En primavera la ingesta principal está constituida por larvas de simúlidos y por adultos, pupas y larvas de quironómidos.

En el otoño en Las Garzas (al igual que en Santa Lucía) esta mojarra se alimenta primordialmente de pupas y larvas de quironómidos, aunque también son importantes las larvas de simúlidos.

Astyanax bimaculatus (Linnaeus,1758) (Fig. 6)

Esta especie fue capturada en Santa Lucía sólo en el otoño de 1999 y en la Avenida Paraguay en todas las épocas del año (1999-2000).

Los ejemplares presentaron una talla entre 30,2 y 87,5 mm de longitud estándar. Se analizaron 33 estómagos, todos los cuales se hallaron con contenido. Se registraron 9 ítems presa, siendo el 78 % insectos y el 22 % moluscos. La dieta de esta especie resultó ser la más diversa de todas las especies analizadas, con un índice H' = 0,828.

El espectro trófico (Fig. 7) de esta mojarra está constituido por culícidos (Q = 563,4) y quironómidos (Q = 238,9); siendo los bibalvos (Q = 163,0), los gasterópodos (Q = 114,5) y las larvas de efemerópteros (Q = 94,5), presas secundarias. Larvas de plecópteros, múscidos, simúlidos y de coleópteros constituyen presas accesorias (Q ≤ 20) (Tabla II).

El análisis de los ítems alimentarios según cada

sitio de muestreo y época del año (Tabla V) muestra que en el otoño de 1999, tanto en Santa Lucía como en la Avenida Paraguay, los bivalvos constituyen uno de los ítems principales, sólo superados en Santa Lucía por las larvas de quironómidos. Mientras que para el mismo período en la avenida Paraguay, los moluscos gasterópodos constituyen un elemento importante dentro del espectro trófico.

En el invierno en la Avenida Paraguay, las presas principales son los adultos de múscidos y las larvas de quironómidos. Los simúlidos representan presas secundarias, las larvas y pupas de culícidos constituyen presas accesorias. En el mismo lugar en primavera, los quironómidos se mantienen como elementos principales, tanto en forma de larvas como pupas. En ésta época se incorporan a la dieta las larvas de efemerópteros. En el verano adquieren un papel fundamental en la dieta de *A. bimaculatus* las larvas de efemerópteros y los adultos de coleópteros, en tanto que los gasterópodos son presas de importancia secundaria.

Jenynsia multidentata (Gheodotti & Weitzman, 1996) (Fig. 8)

Esta especie fue capturada en Santa Lucía en el otoño y primavera de 1999 y en el verano de 2000; mientras que la Avenida Paraguay solamente fue capturada en la primavera de 1999.

El rango de talla de los ejemplares analizados estuvo comprendido entre 29,1 y 48,3 mm de longitud estándar. La composición por sexos resultó 47,6 % hembras y 52,4 % machos.

De los 42 estómagos analizados, el 86,0 % presentó contenido, registrándose un total de 6 ítems presa, todos ellos insectos (Tabla II). Esta especie muestra una dieta de baja diversidad, con un H' de 0,279.

De acuerdo a la importancia numérica (89,9 %) y gravimétrica (86,2 %), el alimento principal de esta especie lo constituyen los culícidos (Fig. 9), principalmente en sus formas de larvas y pupas (Q = 8147,3). Los odonatos constituyen presas secundarias (Q = 20,4), mientras las larvas de díxidos, simúlidos y de efemerópteros sólo constituyen alimentos accesorios.

De análisis de los contenidos gástricos de esta especie (Tabla VI) en los dos sitios de muestreos donde fue capturada, se desprende que las larvas de culícidos constituyen el componente principal de su dieta. En Santa Lucía en el otoño de 1999 las pupas de la mosca común constituyen también un elemento destacado.

Jenynsia alternimaculata (Gheodotti & Weitzman, 1995) (Fig. 10)

Esta especie fue capturada en la primavera de 1999 en Santa Lucía y en la Avenida Paraguay, y en el verano de 2000 solamente en Santa Lucía.

La talla de los ejemplares analizados estuvo comprendida entre 25,2 y 49,1 mm de longitud estándar. La composición por sexos fue de 71,4 % hembras y 28,6 % machos.

Los 21 estómagos analizados presentaron contenido, registrándose un total de 6 ítems alimentarios, con el 83,3 % de insectos. La dieta de esta especie es medianamente diversa, hallándose un índice H' = 0,511.

La larvas y pupas de culícidos son presas principales (Q = 3320,7) (Fig. 11), mientras que los gasterópodos (Q = 149,5) y larvas de múscidos (Q = 32,6) constituyen presas secundarias. Las presas accesorias (Q < 20) están representadas por larvas de plecópteros, efemerópteros y larvas y adultos de coleópteros.

En todo el año y en todos los sitios de muestreos donde se registraron capturas, son importantes en la dieta de esta especie las larvas de culícidos (Tabla VII). En Santa Lucía en el invierno de 2000, esta especie ingiere secundariamente larvas de múscidos y de plecópteros, y en forma accesoria consume larvas de coleópteros, de efemerópteros y pupas de culícidos. En la Avenida Paraguay en la primavera de 1999 los gasterópodos constituyen las presas más importantes..

Solapamiento de nichos

Los coeficientes de solapamiento C_λ de la dieta fueron calculados para todos los pares de especies analizadas en el presente trabajo (Tabla III). El índice C_λ entre *B. thomasi* X *A. eigenmanniorum* tuvo un valor de 0,801, evidenciando esto un importante solapamiento en la dieta de ambas especies, en tanto que para *A. bimaculatus* X *J. multidentata* se obtuvo un C_λ igual a 0,67; lo cual indica que estas especies presentan un solapamiento en sus dietas. Finalmente, *A. bimaculatus* X *J. alternimaculata* presentan un notorio solapamiento en sus dietas, calculándose un C_λ igual a 0,871.

DISCUSION

Las especies del género *Astyanax* presentan un espectro alimentario relativamente amplio, siendo consi-

deradas en los estudios ya realizados como zooplanctívoras, insectívoras, omnívoras y herbívoras (Arcifa *et al.*, 1991; Arcifa & Meschiatti, 1993; Eichabaum Esteves, 1996; Hahn *et al.*, 1997; Barros, 2000).

El análisis de los ítems alimentarios de *A. bimaculatus* nos permite considerarla como una especie generalista trófica, que se alimenta principalmente de insectos. De la observación de la dieta en los dos sitios de muestreo donde fue capturada, se infiere que esta especie es oportunista, disponiendo de la oferta alimentaria del medio. Así, en ambos sitios y durante prácticamente todo el año, se alimenta de larvas de quironómidos. En el otoño consume en mayor cantidad de moluscos bivalvos y gasterópodos y en los meses de primavera, larvas de efemerópteros. También se ha observado que esta mojarra caza activamente moscas adultas que caen a la superficie del agua. Este comportamiento se comprobó especialmente en la Avenida Paraguay en los meses de invierno, cuando el nivel de las aguas y la turbidez son bajos. En lo que respecta al carácter insectívoro de la dieta de *A. bimaculatus*, estas observaciones coinciden con las de Agostinho *et al.* (1997) para la planicie de inundación del Alto río Paraná, quienes sostienen que en la dieta de esta especie predominan los quironómidos. Sverlij *et al.* (1998) afirman que la especie se alimenta principalmente de insectos, algas y pequeños crustáceos en el río Uruguay. Eichbaum Esteves y Galetti (1995), observaron que consume principalmente insectos y describiéndola como una especie omnívora y generalista, que muestra habilidad para la explotación de diversas categorías tróficas de un ambiente particular.

A. eigenmanniorum consume principalmente quironómidos en sus diferentes fases de desarrollo (larvas, pupas, adultos) y larvas de simúlidos en todas las estaciones del año y en los dos sitios de muestreos donde fue capturada. Durante el verano, en Santa Lucía incorpora a su dieta una gran variedad de insectos y en el otoño hidracáridos y restos vegetales. Por lo que se infiere que en esta última época del año forrajea en las macrófitas que crecen en las márgenes del río; pudiendo ser considerada como generalista. Esto coincide con lo observado por Gonzo *et al.*, *op. cit.* para el arroyo Gallinato, ríos La Caldera y Mojotoro (Provincia de Salta, Argentina), quienes hallaron que esta especie consume primordialmente quironómidos, y en menor proporción cladóceros, copépodos, ostrácodos, restos vegetales y algas; siendo una especie macrocarnívora que varía su dieta según el hábitat. La característica de estos carnívoros es la depredación activa, se movilizan en el agua, cazando entre los canales principales, entre las macrófitas, en la interfase agua-aire y también frecuentan el fondo (Gonzo *et al.*, *op. cit.*).

La dieta de *B. thomasi* incluye principalmente insectos, destacándose los quironómidos, odonatos y coleópteros. Se comprobó que los quironómidos conforman uno de los componentes principales en su dieta en los tres sitios de muestreos y durante todo el año. También se observaron diferencias marcadas en los ítems consumidos durante el verano en los distintos sitios. En Avenida Paraguay ingieren todas las etapas de vida de culícidos, mientras que en Las Garzas consumen larvas y adultos de coleópteros. Esta especie fue mencionada como macrocarnívora para el Río La Caldera y como omnívora para el Arroyo Gallinato (Gonzo *et al.*, *op. cit.*), pudiendo ser considerada generalista trófica. Las observaciones realizadas en el río Arias-Arenales, por el contrario demuestran que la especie se comporta como carnívora, principalmente insectívora.

J. multidentata presenta un espectro trófico de baja diversidad, siendo las larvas y pupas de culícidos las presas predominantes. En Santa Lucía incorpora a su dieta en forma destacada en el otoño, pupas de múscidos y larvas de quironómidos. Del análisis de los resultados obtenidos, se puede afirmar que esta especie es insectívora. Sin embargo, Gonzo *et al.*, *op. cit.* la citan como una especie omnívora, con una dieta basada en quironómidos, tricópteros y algas en el Río La Caldera, pero consume solamente en algas en el Arroyo Gallinato.

J. alternimaculata es una especie insectívora, predominando en su dieta los culícidos. Aunque estos resultados no pueden ser considerados definitivos debido al escaso número de estómagos analizados.

En el Río Arenales, existiría solapamiento de dieta en tres pares de especies (*B. thomasi* x *A. eigenmanniorum*, *A. bimaculatus* x *J. multidentata* y *A. bimaculatus* x *J. alternimaculata*). Este solapamiento registrado podría deberse al nivel taxonómico empleado (Orden o Familia) para categorizar taxonómicamente los ítems presa; una determinación al nivel de género o especie permitiría disminuirlo.

Las especies simpátricas pueden presentar diferentes dimensiones del nicho, siendo los factores más importantes para esta separación el hábitat, la alimentación y el tiempo. Es posible que, aunque dos o más especies consuman alimentos similares, no exista competencia si es que los recursos no son escasos (Schoener, 1974). Este es el caso que se registra en el río analizado. La alteración del mismo debida a la influencia humana proporciona el ambiente adecuado para la existencia de diversas especies de insectos, entre ellos mosquitos quironómidos, culícidos y simúlidos. Los restos de animales y productos alimenticios arrojados al curso de agua

que no son arrastrados por la corriente y que no quedan cubiertos totalmente por las aguas, constituyen un sustrato óptimo para que las moscas comunes depositen sus huevos, siendo consumidas por alguna especies de peces tanto en su formas adultas como de larvas.

Se registran diferencias en la composición de la dieta de *B. thomasi* y *J. multidentata* entre el Río Arias-Arenales comparado con otros cursos de agua escasamente afectados por la acción humana y que se encuentran dentro de la misma región, como lo son el Arroyo Gallinato y Río La Caldera. En estos últimos ambientes, ambas especies se comportan como omnívoras (Gonzo *et al.*, 1998), siendo las algas un ítem importante. Mientras que en el Río Arias-Arenales, estas especies se comportan como insectívoras.

Estos resultados no pueden ser considerados definitivos, ya que además debería realizarse un estudio complementario que considere un análisis estacional de acuerdo a la oferta de alimento como un aporte más para entender la partición y utilización de los recursos en el río Arias-Arenales.

Se destaca la importancia de *A. bimaculatus*, *A. eigenmanniorum*, *B. thomasi*, *J. alternimaculata* y *J. multidentata* como consumidoras de larvas de mosquitos y otros dípteros, por lo que podrían ser utilizadas para el control biológico de insectos vectores de enfermedades.

BIBLIOGRAFIA

Adams, S.M., A.M. Brown & R.W. Goede. 1993. A Quantitative Health Assessment Index for Rapid Evaluation of Fish Condition in the Field. Transactions of the American Fisheries Society 122: 63-73.

Agostinho, A.A., N.S. Hahn, L.C. Gomes & L.M. Bini. 1997. Estructura Trófica. In: A Planicie de InundaÇao do Alto Río Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. A.E. A. de M. Vazzoler; A.A. Agostinho y N.S. Hahn (Eds.). EDUEM- Nupelia, Maringá. 229-248p.

Arcifa, M.S., T.G. Norhtcote & O. Froehlich. 1991. Interactive ecology of two cohabiting characin fishes (*Astyanax fasciatus* and *Astyanax bimaculatus*) in an eutrophic Brazilian reservoir. J. Trop. Ecol. 7: 257-268.

Arcifa, M.S. & A.J. Meschiatti. 1993. Distribution and feeding ecology of fishes in a Brazilian reservoir: Lake Monte Alegre. Interciencia 18(6): 17-29.

Barros, S.E. 2000. Alimentación de *Astyanax abramis* (Pisces Characidae) en el embalse Cabra Corral, Salta, Argentina. Libro Resúmenes VII Jornadas de Cs. Naturales del Litoral: 145.

Cienfuentes P., S. & M. Vargas. 1998. Relaciones tróficas de tres Esciénidos (Pisces, Sciaenidae) residentes de un área de crianza del norte de Chile. Bol. Soc. Biol. 69: 71-81.

Eichabaum Esteves, K. & P.M. Galetti Jr. 1995. Food partitioning among some characids of a small Brazilian floodplain lake from the Paraná River basin. Environmental Biol. Of Fishes, (42): 375-389.

Eichabaum Esteves, K.E. 1996. Feeding ecology of three *Astyanax* species (Characidae, Tetragonpterinae) from a floodplain lake of Mogi-Guaçú River, Paraná River basin, Brazil. Environ. Biol. Fishes 46(1): 83-101.

Ferriz, A.R. 1994. Alimentación de *Olivaichthys viedmensis* (Mac Donagh, 1931) y *Hatcheria macraei* (Girard, 1855) (Teleostei, Siluriformes) en el río Limay, Argentina. Naturalia Patagónica, Cs. Biol. 2: 83-88.

Ferriz, A.R. 1998. Alimentación de *Trichomycterus corduvense* Weyenbergh, 1879 (Teleostei: Trichomycteridae) en dos ríos serranos de San Luis, Argentina. Hidrobiol. 8(5): 43-49.

Ferriz, A.R. & G.R. López. 1998. Diet of *Lycegraulis olidus* (Günther, 1874) (Pisces: Engraulidae) in the lower Uruguay river. Rev. Bioikos. 12(1): 69-71.

Ganam Maurell, C.E. 1996. Estudio de suelos en las zonas aledañas a los ríos Arenales y Arias, Provincia de Salta. Tesis Profesional Geología. Fac. Cs. Nat. UNSa. 86p.

Hahn, N.S., I. de Fatima Andrian, R. Fugi & L.L.A. Vera. 1997. Ecología Trófica. In: A Planicie de Inundaçao do Alto Río Paraná, aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Vazzoler, A.E.A. de M.; Agostinho, A.A. & N.S. Hahn (Eds.). EDUEM- Nupelia, Maringá. 209-228p.

Hahn, N.S., R. Fugi, L.L.A. Vera, M.R. Russo & V.E. Loureiro. 1997. Dieta e atividade alimentar do peixes do reservatório de Segredo. In: Reservatório de Segredo, bases ecológicas para o manejo. Agostinho A. & L.C. Gomes (Eds.). EDUEM- Nupelia, Maringá. 141-162p.

Martínez, V.H. & G. Monasterio de Gonzo. 1989. Morfología de otolitos de *Heptapterus mustelinus* (Valenciennes, 1840), su relación con parámetros dimensionales. Rev. As. Cs. Nat. Litoral, 19(1): 27-37.

Mintzer, R.V. de & G. Monasterio de Gonzo. 1991. Ciclo Sexual de *Pimelodus albicans* (Val., 1840) (Pisces: Siluriformes: Pimelodidae) de la Provincia de Salta. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 22(2): 19-34.

Monasterio de Gonzo, G. 1984. Estudios Preliminares acerca de la Biología de la Yusca (*Heptaterus mustelinus* Valenciennes, 1840). Consejo de Investigación UNSa, 24 p.

Monasterio de Gonzo, G., C. de Acosta, & M. Mosqueira. 1994. Distribución de los Peces Siluriformes en la Provincia de Salta, Argentina. Tankay, 1: 250-251.

Monasterio de Gonzo, G., V. Martínez & R.V. Mintzer. 1996. Biología de *Pimelodus albicans* I. Crecimiento. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 27(1): 7-12.

Monasterio de Gonzo, G., V. Martínez, R. Vera & D. Santos. 1998. Utilización de recursos y estructura en gremios de comunidades de peces en ríos de bajo orden. Bol. Soc. Biol. 69: 131-140.

Ringuelet, R., R. Aramburu & A.A. de Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Com. Inv. Pcia. Buenos Aires. 602 pp.

Ringuelet, R.A., R. Iriart & A.H. Escalante. 1980. Alimentación del pejerrey (*Basilichthys bonariensis bonariensis*, Atherinidae) en la laguna Chascomús (Buenos Aires, Argentina): Relaciones Ecológicas de Complementación y Eficiencia Trófica del Plancton. Limnobios, 1(10).

Salusso, M. & L. Moraña. 2000. Características físicas, químicas y fitoplancton de ríos y embalses de la alta cuenca del Río Juramento (Salta, Argentina). Natura Neotropicais 31(1-2): 29- 44.

Sueldo, C., D. Davies & J. Sauad. 1987. Algunos aspectos biológicos del pejerrey (*Basilichtys bonariensis* Cuv. y Val., 1835) (Pisces Atherinidae). Estudio limnológico de los embalses de la provincia de Salta; presa General Manuel Belgrano. CIUNSa: 79-100.

Vazzoler, A.E.A de M. 1982. Manual de métodos para estudios biológicos de popolaçoes de peixes. Reproduçâo e crescimento. CNPq. Programa Nacional de Zoología, Brasilia, 108 pp.

Windell, J.T. & S.H. Bowen. 1978. Methods for study of fish diets based on analysis of stomach contens. In: Bagenal, T. (Ed.). Methods for Assessment of Fish Production in Fresh Waters. Oxford: Blackwell Scientific. 219-226p.

Yuan, E.C. de, E. Oldani, O. Oliveros & C.P. de Hassan. 1984. Aspectos Limnológicos de Ambientes Próximos a la Ciudad de Santa Fe (Paraná Medio): Poblaciones de Peces Ligadas a la Vegetación. Neotrópica, 30 (84): 127-139.

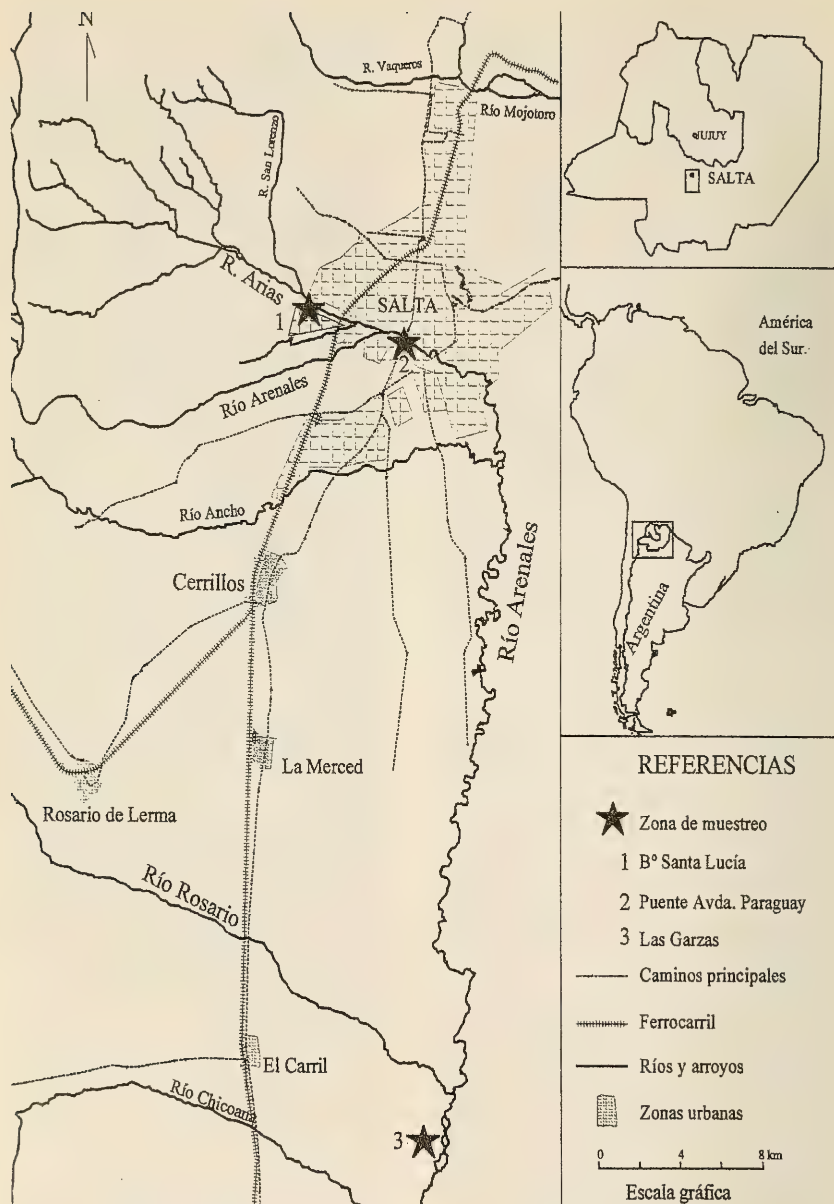


FIGURA 1. Mapa de ubicación del área de estudio y de los sitios de muestreo en la Provincia de Salta, República Argentina.



Figura 2. Ejemplar de *B. thomasi* de 57,8 mm de longitud estándar, capturado en el Río Arias- Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.

Porcentaje
80
70
60
50
40
30
20
10
0
Número
Biomasa
Chironomidae
Culicidae
Muscidae
COLEOPTERA
PLECOPTERA
HEMIPTERA
HOMOPTERA
TRICHOPTERA
ODONATA
LEPIDOPTERA
DECAPODA

Figura 3. Porcentaje de abundancia de individuos y biomasa de los ítems presa de *B. thomasi* en el Río Arias- Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.



FIGURA 4. Ejemplar de *A. eigenmanniorum* de 45,2 mm de longitud estándar, capturado en el Río Arias- Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.

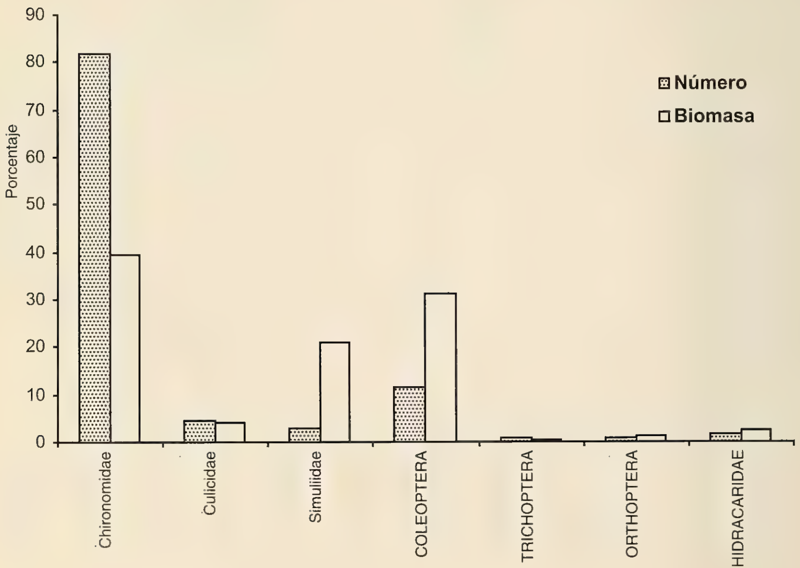


FIGURA 5. Porcentaje de abundancia de individuos y biomasa de los ítems presa de *A. eigenmanniorum* en el Río Arias-Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.



FIGURA 6. Ejemplar de *A. bimaculatus* de 57,2 mm de longitud estándar, capturado en el Río Arias-Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.

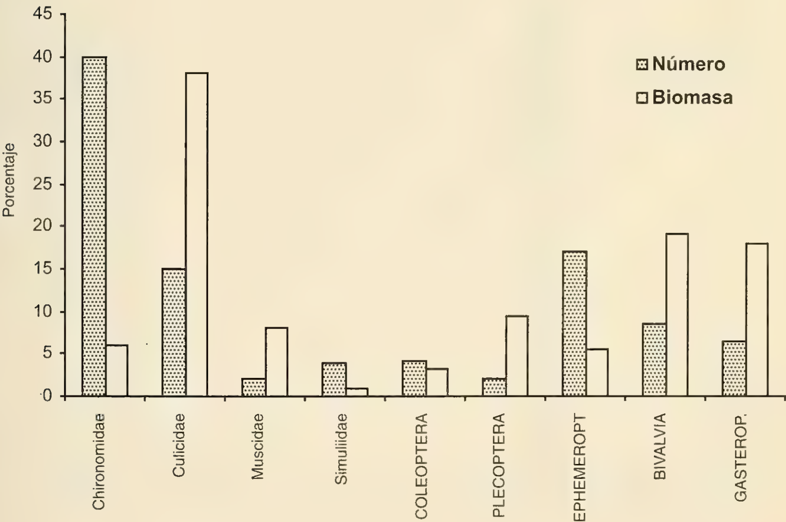


FIGURA 7. Porcentaje de abundancia de individuos y biomasa de los ítems presa de *A. bimaculatus.* en el Río Arias-Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.



FIGURA 8. Ejemplar hembra de *J. multidentata* de 45,3 mm de longitud estándar, capturado en el Río Arias-Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.

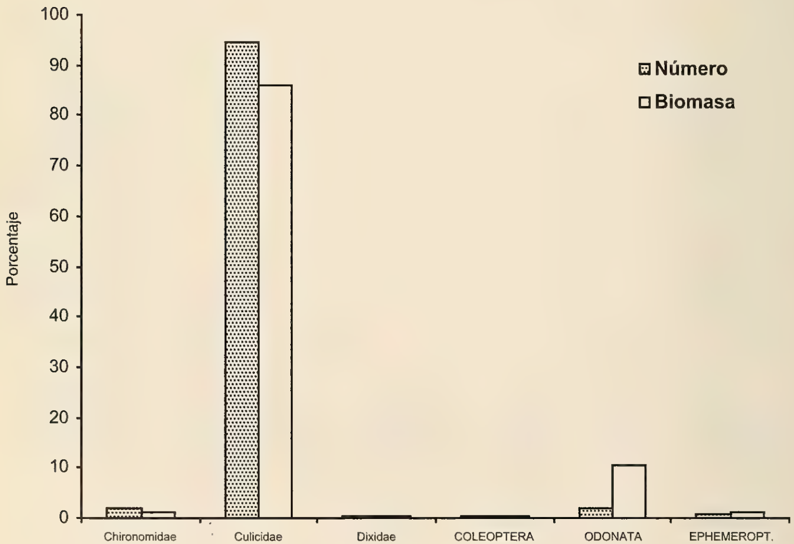


FIGURA 9. Porcentaje de abundancia de individuos y biomasa de los ítems presa de *J. multidentata* en el Río Arias-Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.



Figura 10. Ejemplar macho de *J. alternimaculata* de 57.5 mm de longitud estándar, capturado en el Río Arias-Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.

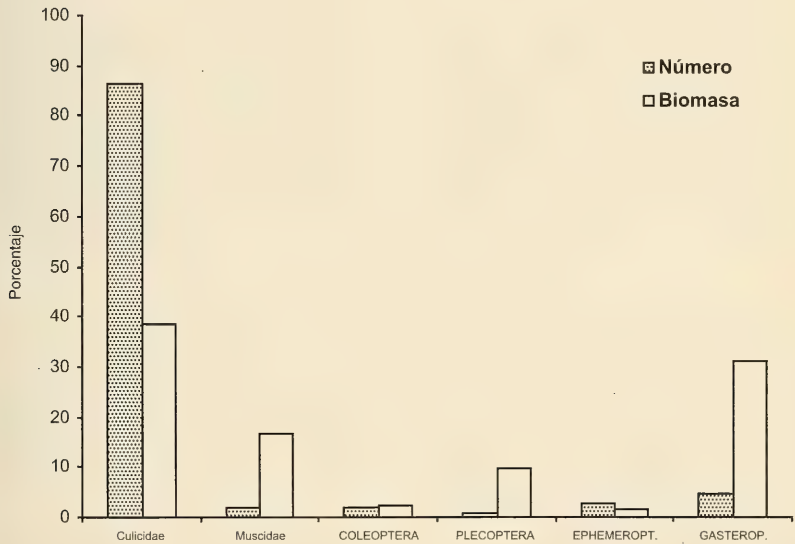


Figura 11. Porcentaje de abundancia de individuos y biomasa de los ítems presa de *J. alternimaculata* en el Río Arias- Arenales, Provincia de Salta, noroeste de Argentina.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 25-30, 2001

RELACIONES LONGITUD-PESO EN PECES DEL EMBALSE CABRA CORRAL, SALTA, ARGENTINA

Length – Weight relationships in fishes of the Cabra Corral Dam, Salta, Argentina

S.E. Barros, S.G. Mosa, H.A. Regidor y S.S. Sühring*

RESUMEN

El embalse Cabra Corral, ubicado entre los 25°08' y 25°27'S y los 65°20' y 65°27'W, a 1100 msnm, en el río Juramento, Salta, es el espejo de agua más importante del Noroeste de Argentina. Allí se desarrolla la pesca principalmente de tipo recreativa y artesanal. Estudiamos las relaciones longitud-peso como indicadores del bienestar de las poblaciones de cuatro especies de peces de interés económico-pesquero: *Pimelodus albicans* (bagre blanco), *Oligosarcus jenynsii* (dientudo), *Odontesthes bonariensis* (pejerrey) y *Hoplias malabaricus malabaricus* (tararira). Las capturas se realizaron entre noviembre de 1997 y marzo de 1999, mediante el empleo de redes enmalladoras de siete medidas diferentes de malla, las cuales fueron caladas en superficie. A partir de los registros de peso total y longitud estándar se estimaron las ecuaciones potenciales de cada especie. Las tasas de crecimiento en peso obtenidas fueron: *P. albicans* **b** = 3,0195, *O. jenynsii* **b** = 2,9924, *O. bonariensis* **b** = 2,9242 y *H. malabaricus malabaricus* **b** = 2,9436.

ABSTRACT

The Cabra Corral Dam, located between 25°08' and 25°27'S, and 65°20' and 65°27'W, at 1100 over sea level, in the Juramento River, Salta, is the largest in the Northwest of Argentina. There a recreative and artesanal-commercial fishing is developed. We studied the length-weight relationships as a "well being" indicator of fishes with economic importance: *Pimelodus albicans* (white catfish), *Oligosarcus jenynsii* (dientudo), *Odontesthes bonariensis* (silverside) and *Hoplias malabaricus malabaricus* (fresh-water fish). We captured fishes between November 1997 and March 1999, using gill nets of seven different mesh sizes set under the water surface. We obtained the potential equations for each species from total weight and standard length and compared our parameters with those obtained in other reservoirs of Argentina. The weight growth rates obtained were: *P. albicans* **b** = 3,0195, *O. jenynsii* **b** = 2,9924, *O. bonariensis* **b** = 2,9242 y *H. malabaricus malabaricus* **b** = 2,9436.

KEYWORDS: Freshwater fish. Length-weight relationships. Salta, Argentina.

INTRODUCCION

El embalse Cabra Corral es el cuerpo de agua más importante del Noroeste de Argentina, constituyendo un importante centro de pesca recreativa y de deportes náuticos. En los últimos años se han realizado numerosos intentos para ordenar y reglamentar la pesca artesanal de tipo comercial, que en la actualidad se practica de manera anárquica y seudolegal, los que hasta el presente han fracasado. En la Universidad Nacional de Salta se lleva adelante desde 1997 un programa de monitoreo ambiental de éste y otros embalses de la provincia de Salta, que incluye la evaluación de la ictiofauna en cuanto a su estructura y composición, del que derivarán recomendaciones de manejo.

La relación entre peso y longitud describe características estructurales de los individuos de la población, ofreciendo información importante acerca de la población de determinada especie. Entre las utilizaciones más frecuentes de la relación entre

*Programa de Monitoreo Ambiental Cabra Corral, Peñas Blancas y El Tunal. Convenio Universidad Nacional de Salta e Hidroeléctrica Río Juramento.
Cátedra de Piscicultura y Pesquerías, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta. Buenos Aires 177 (4400) Salta, Argentina.
E-mail: eubarros@ciudad.com.ar

el peso y la longitud, se destacan la posibilidad de determinar indirectamente el peso a través de la longitud o viceversa, el empleo de esta relación como un indicador de la condición del pez en relación con el almacenamiento de grasa y desarrollo gonadal, así como permitir un análisis indirecto del ritmo de crecimiento (Le Cren 1951; Barbieri y Barbieri, 1983; Kulbicki *et al.*, 1993; Almeida *et al.*, 1995; Stergiou y Politou, 1995; Anderson y Neumann, 1996; Benedito-Cecilio y Agostinho, 1997).

La relación peso (W) x longitud estándar (L_{st}) es usualmente ajustada a una ecuación potencial del tipo $W=a^* L_{st}{}^{b}$, donde **a** indica el estado nutricional del pez (Csirke, 1980; Anderson y Neumann, *op. cit.*), variando en función del lugar y estadio de desarrollo gonadal (Benedito-Cecilio y Agostinho, *op. cit.*). El parámetro **b**, particular para cada especie, es generalmente constante, y tiende a asumir valores próximos a 3, expresando el tipo de crecimiento. Para valores de **b** cercanos a 3,0 el crecimiento es del tipo isométrico (Gulland, 1985; Weatherley y Gill, 1987; King 1995) o sea tasas de iguales de incremento de las distintas partes del cuerpo del pez. En cambio, si **b** es distinto de 3 el crecimiento es de tipo alométrico; si **b** es mayor que 3 la alometría positiva y si **b** es menor que 3 la alometría es negativa.

En este trabajo se presentan las ecuaciones de longitud–peso obtenidas para *Pimelodus albicans* (bagre blanco), *Oligosarcus jenynsii* (dientudo), *Odontesthes bonariensis* (pejerrey) y *Hoplias malabaricus malabaricus* (tararira), todas ellas de interés económico pesquero; además se comparan los parámetros aquí obtenidos con los de otros sistemas lénticos de Argentina.

MATERIALES Y METODOS

El embalse Cabra Corral se encuentra emplazado entre los 25°08' y 25°27'S y los 65°20' y 65°27'W, a una altitud de 1100 msnm, en el río Juramento, Provincia de Salta, Argentina. La superficie del espejo de agua es de 11360 ha y su volumen es 3130 hm^3. Su profundidad media es de 28 m y la máxima alcanza los 90 m en las inmediaciones de la presa.

Se realizaron muestreos mensuales entre noviembre de 1997 y marzo de 1999. Las artes de pesca utilizadas para la captura de los ejemplares fueron redes de enmalle (Nédélec, 1984) de 30, 42, 50, 56, 64, 70 y 80 mm de distancias entre nudos (malla estirada) que fueron caladas en superficie.

La determinación taxonómica de los peces se llevó a cabo mediante el empleo de las claves taxonómicas propuestas por Ringuelet *et al.* (1967). En el laboratorio para cada ejemplar se registró: peso total (W), longitud estándar (L_{st}) y sexo. Se empleó una balanza electrónica con precisión de 0,01 g y un ictiómetro graduado en mm.

La relación longitud–peso se ajustó a una regresión potencial representada por la ecuación $W = a^* L_{st}{}^{b}$, estimando las constantes de regresión **a** y **b** para cada especie. Luego se realizó la transformación de las ecuaciones obtenidas a ecuaciones lineales a través de la transformación logarítmica de los datos (Sparre y Venema, 1992).

RESULTADOS Y DISCUSION

Pimelodus albicans "bagre blanco" (Valenciennes, 1840) (Siluriformes, Pimelodidae).

Se analizaron 70 ejemplares cuyas tallas estuvieron comprendidas entre 11,0 y 40,0 cm de longitud estándar (promedio: 28,3 cm ± 5,6 cm).

Se obtuvo la siguiente ecuación potencial (Fig.1):

$$\mathbf{W = 0{,}0169 * L_{st}{}^{3{,}0195}} \ (R^2 = 0{,}912).$$

La transformación logarítmica permitió el ajuste a una ecuación lineal:

$$\mathbf{Log\ W = 3{,}0195 * Log\ L_{st} - 1{,}7712} \ (R^2 = 0{,}912 \text{ y } SE(b) = 0{,}1651).$$

En el embalse Cabra Corral los bagres presentaron una tasa de crecimiento ligeramente alométrica positiva (**b** = 3,0195), sugiriendo esto que esta especie se torna más redonda a medida que aumenta su longitud. Un valor similar se obtuvo en el embalse El Tunal, aguas abajo de Cabra Corral (Regidor *et al.*, 1999). Estos valores son mayores al que estimaron Mintzer y Gonzo (1991) para individuos de esta misma especie (**b** = 2,807) capturados en cursos de agua pertenecientes a la cuenca del río Bermejo, en la provincia de Salta.

Oligosarcus jenynsii "dientudo" (Günther, 1864) (Characiformes, Characidae).

Se analizaron 110 ejemplares cuyas tallas estuvieron comprendidas entre 7,0 y 21,0 cm de longitud estándar (promedio: 14,1 cm ± 3,4 cm).

Se obtuvo la siguiente ecuación potencial (Fig.2):

$$\mathbf{W = 0{,}0213 * L_{st}{}^{2{,}9924}} \ (R^2 = 0{,}949).$$

La transformación logarítmica permitió el ajuste a una ecuación lineal:

$$\mathbf{Log\ W = 2{,}9924 * Log\ L_{st} - 1{,}6716} \ (R^2 = 0{,}949 \text{ y } SE(b) = 0{,}0759).$$

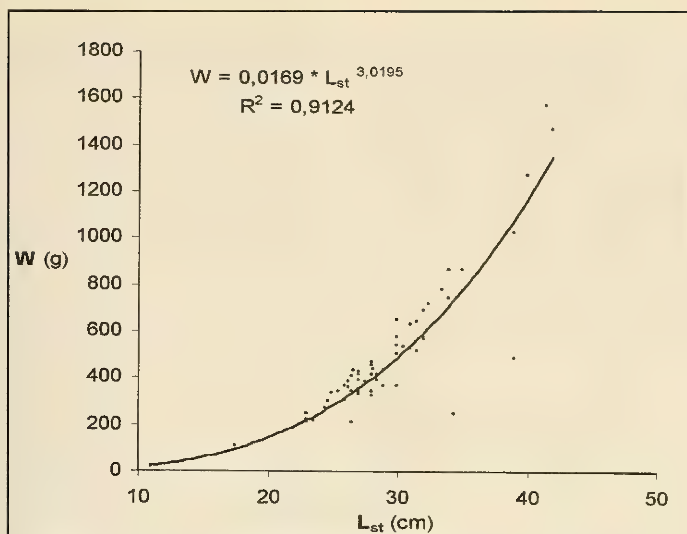


Figura 1. Relación Longitud-Peso para *P. albicans* "bagre blanco" (n=70) en el embalse Cabra Corral, Salta, Argentina.

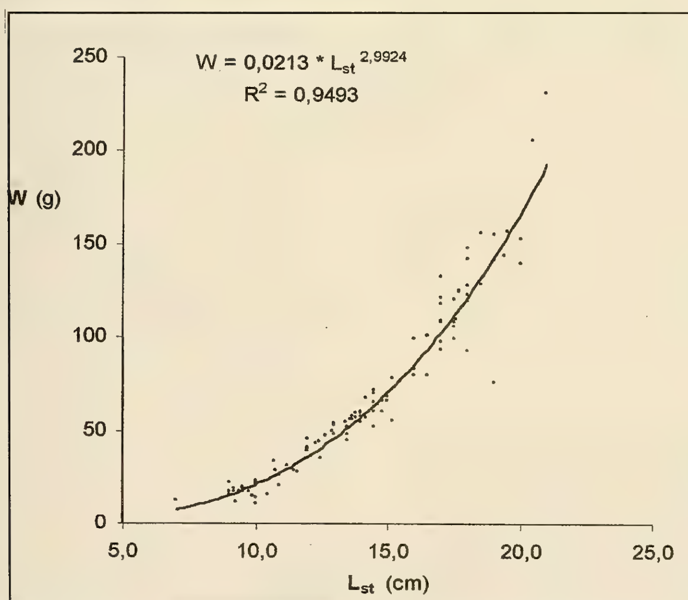


Figura 2. Relación Longitud-Peso para *O. jenynsii* "dientudo" (n=110) en el embalse Cabra Corral, Salta, Argentina.

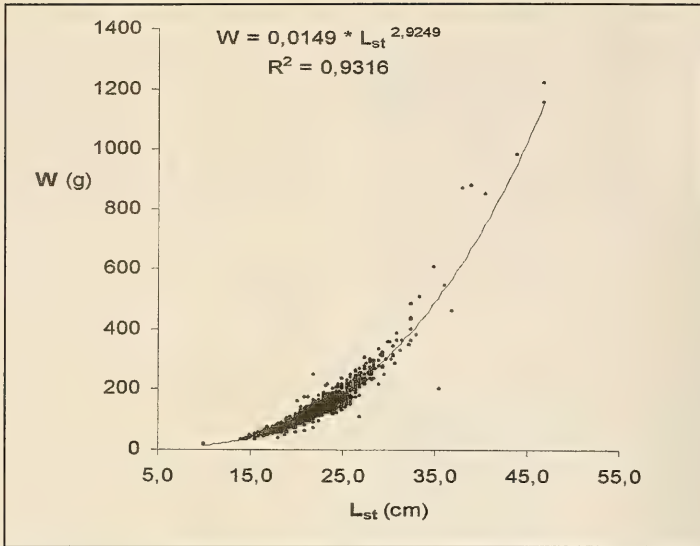


FIGURA 3. Relación Longitud-Peso para *O. bonariensis* "pejerrey" (n=1642) en el embalse Cabra Corral, Salta, Argentina.

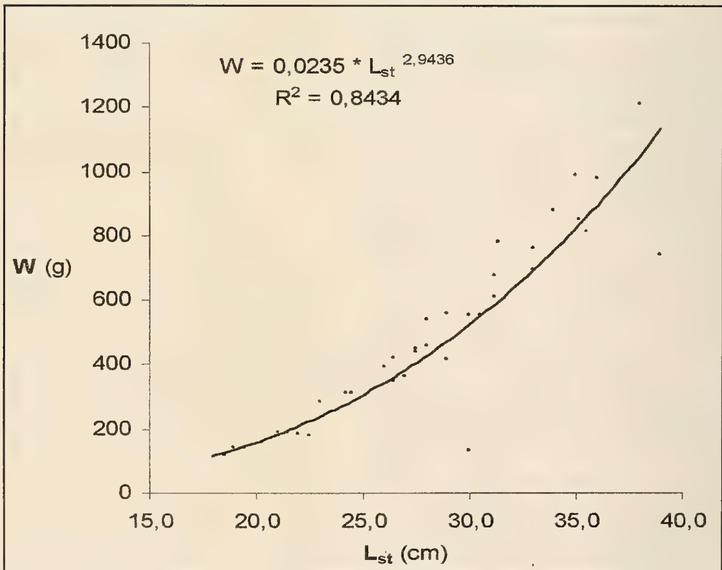


FIGURA 4. Relación Longitud-Peso para *H. malabaricus malabaricus* "tararira" (n=36) en el embalse Cabra Corral, Salta, Argentina.

En Cabra Corral, los dientudos presentaron una tasa de crecimiento ligeramente alométrica negativa (**b** = 2,9924). Mientras que en el embalse El Tunal se halló un valor de **b** igual a 2,706 (Regidor *et al.*, *op. cit.*).

Odontesthes bonariensis "pejerrey" (Cuvier y Valenciennes, 1835) (Atheriniformes, Atherinidae).

Se analizaron 1642 ejemplares cuyas tallas estuvieron comprendidas entre 10,0 y 47,0 cm de longitud estándar (promedio: 22,1 cm ± 3,7 cm).

Se obtuvo la siguiente ecuación potencial (Fig.3):

$$\mathbf{W = 0{,}0149 * L_{st}}^{2{,}9249} \; (R^2 = 0{,}9316).$$

La transformación logarítmica permitió el ajuste a una ecuación lineal:

$$\mathbf{Log\ W = 2{,}9249 * Log\ L_{st} - 1{,}8268} \; (R^2 = 0{,}9316 \text{ y } SE(b) = 0{,}0305).$$

La tasa de crecimiento en peso de los pejerreyes en este embalse resultó ser ligeramente alométrica negativa (**b** = 2,9249). Se han obtenido valores mayores en el embalse Río Tercero y la laguna Suco, Córdoba; en el embalse La Ciénaga, Jujuy y en la laguna Lobos, Buenos Aires; mientras que en el embalse Campo Alegre, Salta, se obtuvo un valor menor de **b** (Tabla I). Los valores obtenidos para los pejerreyes en Cabra Corral y Campo Alegre, menores que en resto de los cuerpos de agua antes mencionados, corresponden a ambientes con una productividad semejante (oligo a mesotróficos).

TABLA I. Ecuaciones longitud-peso obtenidas para el pejerrey *O. bonariensis* en distintos sistemas lénticos de Argentina.

Autores	**Lugar**	**Ecuación**
Freyre *et al.* (1983)	Embalse Río Tercero (Córdoba)	W = 0,0051 * Lst 3,163
Zito Freyer (1999)	Embalse Río Tercero (Córdoba)	W = 0,000005 * Lst $3^{.150}$
Mancini y Grosman (1999)	Laguna Suco (Córdoba)	W = 0,00001 * Lst 2,954
Freyre (1976)	Laguna Lobos (Buenos Aires)	W = 0,000003 * Lst 3,212
Regidor y Mosa (1999)	Embalse La Ciénaga (Jujuy)	W = 0,0003 * Lst 3,279
Sauad y Mosa (1998)	Embalse Campo Alegre (Salta)	W = 0,0005 * Lst 2,730
Este trabajo	Embalse Cabra Corral (Salta)	W = 0.0149 * Lst $2{,}924^{9}$

Hoplias malabaricus malabaricus "tararira" (Bloch, 1974) (Characiformes, Erythrinidae).

Se analizaron 40 ejemplares cuyas tallas estuvieron comprendidas entre 18,0 y 39,0 cm de longitud estándar (promedio: 28,1 cm ± 5,7 cm).

Se obtuvo la siguiente ecuación potencial (Fig.4):

$$\mathbf{W = 0{,}0235 * L_{st}}^{2{,}9436} \; (R^2 = 0{,}843).$$

La transformación logarítmica permitió el ajuste a una ecuación lineal:

$$\mathbf{Log\ W = 2{,}9436 * Log\ L_{st} - 1{,}6292} \; (R^2 = 0{,}843 \text{ y } SE(b) = 0{,}3138).$$

La tasa de crecimiento para esta especie en Cabra Corral (**b** = 2,9436) es inferior a los valores reportados en San Miguel del Monte (**b** = 3,19) y Lobos (**b** = 3,16), ambas lagunas en la provincia de Buenos Aires (Doménico *et al.*, 1991), en tanto que en embalse El Tunal se determinó un **b** = 3,26 (Regidor *et al.*, *op. cit.*).

La tararira es una especie característica de lagunas, donde hace un mejor uso de los recursos que el ambiente ofrece. En este sentido, en el embalse El Tunal, con una profundidad media de 5 m y una fisonomía y productividad similares a las de las lagunas bonaerenses, el valor de la tasa de crecimiento es similar al determinado en éstas últimas. En el embalse Cabra Corral, donde la profundidad media es de 28 m y la productividad es menor, las tarariras presentan una tasa de crecimiento más lenta, e inclusive alcanzan tallas finales menores que en ambientes más favorables.

AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestro agradecimiento a los revisores anónimos por sus comentarios y críticas acertadas que contribuyeron a mejorar este trabajo. También agradecemos a la empresa Hidroeléctrica Río Juramento y a la Universidad Nacional de Salta por permitirnos desarrollar el presente estudio.

BIBLIOGRAFIA

Almeida, F.P., D.L. Hartley & J. Burnet. 1995. Length-weight relationship and sexual maturity of goosefish of the Northeast coast of the United States. Nort. Am. Fish. Manage. 15: 14-25.

Anderson, R.O. & R.M. Neumann. 1996. Length, weight and associated structural indices: 283-300. *In*: Murphy, B.R. y D.W. Willis (Eds.). Fisheries Techniques. American Fisheries Society. USA. 998 págs.

Barbieri, G. y M.C. Barbieri. 1983. Growth and first size of *Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758) in the Lobo Reservoir (State of Sao Paulo, Brazil) (Pisces, Gymnotidae). Rev. Hidrobiol. Trop. 16(2): 195-201.

Benedito-Cecilio, E. y A.A. Agostinho. 1997. Estrutura das

populaçoes de peixes do reservatorio de Segredo: 114-139, *In*: Agostinho, A.A. y L.C. Gomes (Eds.). Reservatorio de Segredo, bases ecologicas para o manejo. Universidad Estadual do Maringá-NUPELIA. Brasil. 387 págs.

Csirke, J. 1980. Introducción a la dinámica de poblaciones de peces. FAO Documento Técnico de Pesca 192: 82 págs.

Dománico, A., R. Delfino y L. Freyre. 1991. Edad y crecimiento de *Hoplias malabaricus malabaricus* en una laguna pampásica. Iheringia, Sér. Zool. 74: 141-149.

Dulcic, J. & M. Kraljevic. 1996. Weight-length for 40 fish species in the eastern Adriatic (Croation waters). Fish. Res. 28(3): 243-251.

Freyre, L.R. 1976. Normas para la inspección del estado actual de ambientes pesqueros pampásicos. Dirección de Recursos Naturales, Ministerio de Asuntos Agrarios. Argentina. 36 págs.

Freyre, L.R., L.C. Protogino y J.M. Iwaszkiw. 1983. Demografía del pejerrey *Basilichthys bonariensis bonariensis* (Pisces, Atherinidae) en el embalse de Río Tercero, Córdoba. Descripción de las artes de pesca. Biología acuática 4: 1-39.

Gulland, J.A. 1985. Fish stock assessment: a manual of basic methods. Chichester: John Wiley & Sons. (FAO/WILEY Series on Food and Agriculture). 223 págs.

Iwaszkiw, J.M., L. Freyre y E.D. Sendra. 1983. Estudio de la maduración, época de desove y fecundidad del dientudo *Oligosarcus jenynsii* (Pisces, Characidae) del embalse de Río Tercero, Córdoba, Argentina. Limnobios 2(7): 518-252.

King, M. 1995. Fisheries biology, assessment and management. Oxford: Fishing New Books. 341 págs.

Kulbicki, M., G. Mou Tham, P. Thollot & L. Wantiez. 1993. Length-weight relationship of fish from the Lagoon of New Caledonia. NAGA. The ICLARM Q. 16(3): 26-30.

Le Cren, E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). J. Anim. Ecol. 20: 201-219.

Mancini, M. y F. Grossman. 1999. Aspectos poblacionales del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en el embalse de Río Tercero, Córdoba. Natura Neotropicalis 29(2): 137-143.

Mintzer, R.V. y G.M. Gonzo. 1991. Ciclo sexual y fecundidad de *Pimelodus albicans* (Val., 1840) (Pisces: Siluriformes: Pimelodidae) de la Provincia de Salta. Revista Asociación Ciencias Naturales del Litoral 22(2): 19-34.

Nédélec, C. 1984. Definición y clasificación de las diversas categorías de pesca. FAO Documento Técnico de Pesca. 46 págs.

Petrakis, G. & K.I. Stergiou. 1995. Weight-length relationships for 33 fish species in Greek waters. Fish. Res. 21: 465-469.

Regidor, H.A. y S.G. Mosa. 1999. Evaluación de la Ictiofauna del embalse La Ciénaga. Universidad Nacional de Salta. Argentina. 31 págs.

Regidor, H.A., S.G. Mosa y S.E. Barros. 1999. Evaluación de la Ictiofauna, Programa de Monitoreo Cabra Corral – Peñas Blancas – El Tunal. Universidad Nacional de Salta. Argentina. 41 págs.

Ringuelet, R.A., R.H. Iriart y A.A. Aramburu. 1967. Peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científica, Provincia de buenos Aires, La Plata: 692 págs.

Sauad, J.J. y S.G. Mosa. 1998. Parámetros biológicos del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en el embalse Campo Alegre, Salta, Argentina. Manejo de Fauna 5(9): 1-4.

Sparre, P. y S.C. Venema. 1992. Introduction to tropical fish stock assessment . Manual FAO Fisheries Technical. 306/1(1): 376 págs.

Stergiou, K.I. & C.Y. Politou. 1995. Biological parameters, body length-weight and length-height relationships for various species in Greek waters. NAGA. The ICLARM Q. 18(2): 42-45.

Weatherley, A.H. & H.S. Gill. 1987. The biology of fish growth. Academic Press. London. 443 págs.

Zito Freyer, I.S. 1999. Biología poblacional y manejo del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en los Lagos del Embalse Río Tercero y San Roque, Córdoba, Argentina. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Universidad Nacional de Córdoba. Argentina. 54 págs.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 31-36, 2001

RITMO DE ACTIVIDAD DIARIO Y ESTACIONAL DE *CNEMIDOPHORUS LONGICAUDUS* (SQUAMATA, TEIIDAE, TEIINAE) EN EL NORTE DE LA RIOJA, ARGENTINA

Daily and seasonal activity patterns of *Cnemidophorus longicaudus* (Squamata, Teiidae, Teiinae) in the north of La Rioja, Argentina

Luciana C. Belver y Luciano J. Avila*

RESUMEN

Entre octubre de 1998 y abril de 1999 estudiamos los patrones de actividad diarios y estacionales de una población de *Cnemidophorus longicaudus* del norte de La Rioja, Argentina, mediante transectas realizadas entre las 9:00 y 19:00 hrs. Esta especie presentó un patrón de actividad unimodal para todos los meses considerados. La actividad de los individuos está fuertemente relacionada a las temperaturas del sustrato; estando activos a altas temperatura. Los meses con temperaturas superiores se correspondieron con una mayor cantidad de lagartos activos.

ABSTRACT

Between October of 1998 and April of 1999 we studied the daily and seasonal activity patterns of a *Cnemidophorus longicaudus* population in the north of La Rioja, Argentina, by means of transects carried out between 9:00 and 19:00. This species shows unimodal activity patterns for all months considered. The activity is related to the sustrate temperature, individuals are active at high temperatures. Months with high temperatures show more activity lizards.

KEYWORDS: Activity patterns. *Cnemidophorus longicaudus*. "Monte", La Rioja, Argentina.

INTRODUCCION

En Argentina son escasos los estudios de ecología del comportamiento de saurios, en especial aquellos en donde el interés este dirigido al estudio de los patrones de actividad diarios y/o estacionales de poblaciones de lagartos. Generalmente, cuando se describe la actividad de una población de lagartos, se enmarca en el ámbito de una comunidad, en donde el interés es describir la partición del recurso temporal dentro de la misma. El conocimiento del ritmo de actividad de una población, junto con información sobre el uso del espacio, puede brindar detalles acerca del comportamiento de la especie y de los requerimientos térmicos de la misma.

Muy poco se conoce acerca de la biología y ecología de la saurofauna de zonas áridas de la Argentina, a pesar de que en dichas zonas los reptiles son el principal componente de la fauna tanto en biomasa como en densidad y diversidad (Acosta *et. al.*, 1996a y b). La mayor parte de la información sobre la biología y ecología de lagartos de la Argentina proviene de notas adjuntas en el momento de la descripción de la especie (Cei 1986, 1993).

Cnemidophorus longicaudus, es un lagarto típico de la región de "Monte" de mediano tamaño, esbelto, y cola muy larga; patrón de coloración con numerosas estrías longitudinales oscuras y claras

*CRILAR-CONICET. Mendoza y Entre Ríos s/n. (5301)-Anillaco, La Rioja. Argentina. E-mail: lbelver@crilar.com.ar. Tel: +54(03827)494251-Fax: +54(03827)494231

sobre fondo rojizo (Cei 1986, 1993). Distribuido desde Catamarca hasta el Valle del Río Negro. Al oeste sube en las laderas precordilleranas, al este se halla en la parte árida de La Pampa, en áreas xerófilas de San Luis y Córdoba, en Santiago del Estero hasta los grandes salares, (Cei, 1993). A pesar de esta amplia distribución solo Videla y Puig (1994) estudian esta especie, en cuyo estudio se describe el uso espacial y temporal de la misma dentro del análisis de la estructura de una comunidad de lagartos del Monte.

El objetivo de este trabajo es describir los patrones de actividad diarios y estacionales de una población de *Cnemidophorus longicaudus* en el norte de la provincia de La Rioja en un ambiente típico de la formación de "Monte".

MATERIALES Y METODOS

Area de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la vera norte de la Ruta Provincial Nro. 7, a 4 Km al Este del empalme con la Ruta Nacional Nro. 75, y a 6 Km de la localidad de Anillaco (28°49'S, 66°57'O), Departamento Castro Barros, provincia de La Rioja, Argentina (Fig. 1). Fitogeográficamente se encuentra enmarcado en una zona ecotonal entre el Monte y el Chaco árido Cabrera (1976), con predominio de la primera formación, dominando vegetación xerófila arbustiva con diferentes especies de *Larrea, Senna, Cercidium, Zuccagnia* y *Prosopis*, alternadas con pequeños agrupamientos de cactus del genero *Opuntia, Tephrocactus, Trichocereus*. Es un terreno arenoso-pedregoso, con orientación oeste-este, lo que determina la existencia de arroyuelos temporarios de cauce errático que contribuyen a aumentar la heterogeneidad del ambiente.

Trabajo de campo y análisis de datos

Se realizaron dos transectas de 500 m. de largo x 12 m. de ancho, durante dos días, cada dos horas entre las 08:00 y 19:00 hrs., entre octubre de 1998 y abril de 1999. Se tuvo especial cuidado en la elección de los días para la realización de las transectas, en los cuales similares condiciones climáticas prevalecieran, con el fin de minimizar diferencias en el comportamiento asociado con lluvias, bajas temperaturas, viento, entre otros. En el recorrido de cada transecta se registró: categoría de edad, hora, microhábitat ocupado y comportamiento (alimentación, asolamiento, interacción con otros individuos, entre otros). Se midió la temperatura del sustrato al sol y a la sombra al comienzo y finalización de las transectas utilizando un termómetro de mercurio 0-100°C ± 1°C. Para realizar los gráficos de actividad diaria se combinaron las observaciones de ambos días.

RESULTADOS Y DISCUSION

La abundancia de lagartos activos presentó una evidente respuesta a los cambios de temperatura a lo largo de los meses de estudio (Fig. 2). Obtuvimos un coeficiente de correlación significativos ($P<0.05$) para la regresión lineal entre temperatura media y numero de lagartos activos ($r=0.6584$). No se registro actividad de *Cnemidophorus longicaudus* en días nublados o cuando la temperatura fue baja (menor a 25°C).

Cnemidophorus longicaudus, presentó un patrón de actividad unimodal para todos los meses considerados (Fig. 3). Los individuos de *C. longicaudus*, permanecen activos menos horas en primavera y principios de otoño que en los meses de verano. En los meses donde la temperatura de sustrato es menor (octubre, noviembre, marzo y abril) solo permanecen activos entre 1 a 4 horas por día; concentrando la actividad en las horas de mayor temperatura, alrededor del medio día (12:00 hrs.). En cambio, en el verano (enero y febrero), cuando la temperatura del sustrato es mayor, aumenta las horas de actividad diaria de los individuos, estando activos entre 6 y 8 horas al día (Fig. 4, Tabla I). Los individuos de *Cnemidophorus longicaudus*, no se

Tabla I. Actividad diaria de *Cnemidophorus longicaudus* en relación a la temperatura media de sustrato entre octubre de 1998 y abril de 1999 en el norte de La Rioja.

Mes	Temperatura Media	Horas de Actividad	N° Individuos Activos
Octubre	30.33±9.53	3 (11:00-13:00)	15
Noviembre	32.84±12.43	3 (9:00-11:00)	11
Enero	41.91±9.30	7 (9:00-15:00)	23
Febrero	38.27±13.24	7 (9:00-15:00)	18
Marzo	34.25±12.01	1 (11:00)	5
Abril	33.6±10.05	5 (11:00-15:00)	13

encontraron nunca asoleándose en suelo abierto. Estos fueron observados moviéndose rápidamente de un arbusto a otro y pasando largo tiempo escarbando la hojarasca con sus patas delanteras e introduciendo el hocico en la misma en busca de presas debajo de los arbustos.

En marzo y abril, la temperatura de sustrato fue similar, en cambio el numero de individuos fue casi tres veces mayor en abril que en marzo, esto se debe a que los individuos juveniles/infantiles aparecieron en el ultimo mes.

El patrón de actividad presentado por *Cnemidophorus longicaudus* da idea de los requerimientos térmicos de la especie, que coincide con lo esperado para los teiidos (Huey y Pianka, 1997; Pianka, 1969).

A diferencia del patrón bimodal observado por Videla y Puig (1994) en el ciclo de actividad diaria de *Cnemidophorus longicaudus* en Mendoza para la temporada veraniega, en este estudio observamos que los individuos de esta especie presentan un patrón de actividad diario unimodal con un pico de actividad entre las 11:00 y 13:00 hrs. Estas diferencias pueden deberse a que el sitio donde se desarrollo el estudio de Videla y Puig (1994) se encuentra a una altitud menor que el sitio de estudio utilizado para el presente trabajo (1.000 m versus 400 m); sin embargo prácticamente no existen diferencias entre las temperaturas registradas en ambos sitios a la misma hora. Por lo que es necesario estudiar qué factores, tanto biológicos como ambientales, están estructurando los patrones de actividad de los individuos de *Cnemidophorus longicaudus*, en las dos áreas.

En lo que respecta al horario de comienzo y finalización de la actividad diaria, las coincidencias con los resultados obtenidos por Videla y Puig (1994) son mayores ya que el inicio fue a partir de las 10 de la mañana y finalizo antes de las 17:00 hrs. La actividad de *Cnemidophorus longicaudus*, comparada con *Liolaemus koslowskyi*, especie con la que coexiste, comenzó dos horas después y concluyo aproximadamente tres horas antes, (Belver y Avila, en prensa). Esto da idea de los altos requerimientos térmicos que presentan los teiidos, para comenzar sus actividades metabólicas en comparación con los tropiduridos (Brattstrom, 1965).

Las temperaturas de sustrato registrada en los meses con alta actividad de este lagarto fueron siempre superiores a los 25°C. La abundancia de *Cnemidophorus longicaudus* activos a lo largo del año fue altamente dependiente de la temperatura ambiental, evidenciando las fuertes exigencias termales de esta especie para desarrollar sus actividades.

BIBLIOGRAFIA

Acosta, J.C., G. Blanco y L.J. Avila. 1996a. Organización espacial de una comunidad de saurios de la provincia de Río Negro, Argentina. Facena. 12: 145-149.

Acosta, J.C., G. Blanco y L.J. Avila. 1996b. Ecología de *Liolaemus boulengeri* (Sauria: Tropiduridae) en el noreste de la estepa patagónica (Ing. Jacobacci, Río Negro, Argentina). Cuad. Herp. 9(2): 100-108.

Belver, L.C. y L.J. Avila. En prensa. Diferencias sexuales y etarias en el patron de actividad diario y estacional de una población de *Liolaemus koslowsky* (Tropiduridae: Liolaeminae). Rev. Española de Herp.

Brattstrom, R.G. 1965. Body temperatures of reptiles. The Amer, Mid. Nat., 73(2): 376-422.

Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeografícas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardineria. Ed. Acme, Buenos Aires, 85 pp.

Cei, J.M. 1986. Reptiles del centro, centro-oeste y sur de la Argentina. Museo Regionale di Scienze Naturali. Torino. Monografie IV. 527 pp.

Cei, J.M. 1993. Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina. Museo Regionale di Scienze Naturali Torino.Monografie XIV. 949 pp.

Huey, R.B. & E.R. Pianka. 1997. Seasonal variation in thermoregulatory behavior and body temperature of diurnal Kalahari lizards. Ecology 58: 1066-1075.

Pianka, E.R. 1969. Sympatry of desert lizards (*Ctenotus*) in Western Australia. Ecology. 50: 1012-1030.

Videla , F. y S. Puig. 1994. Estructura de una comunidad de lagartos del Monte. Patrones de uso espacial y temporal. Multequina 3: 99-112.

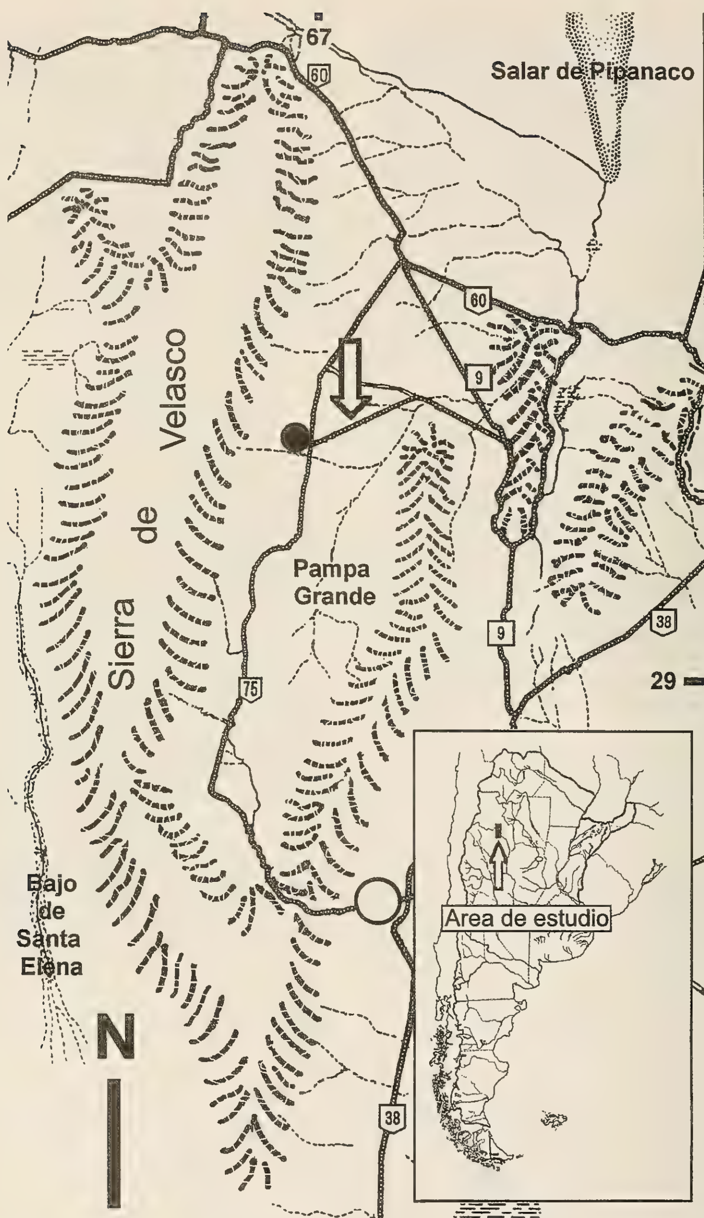


FIGURA 1. Area de estudio.

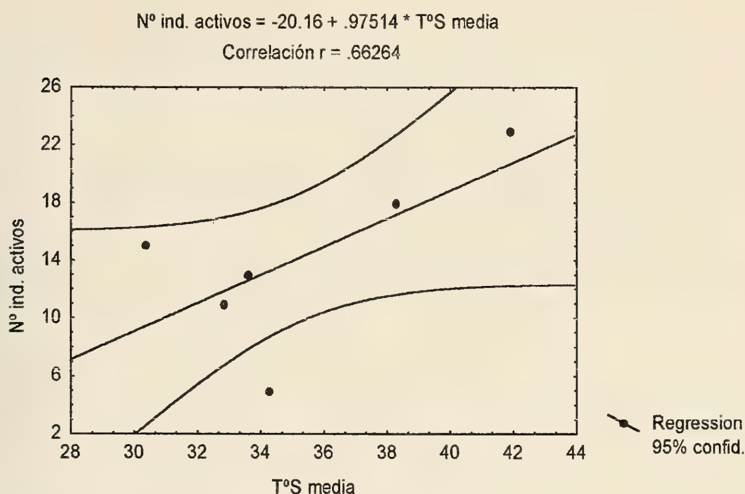


Figura 2. Regresión lineal entre abundancia de lagartos y temperatura media del sustrato.

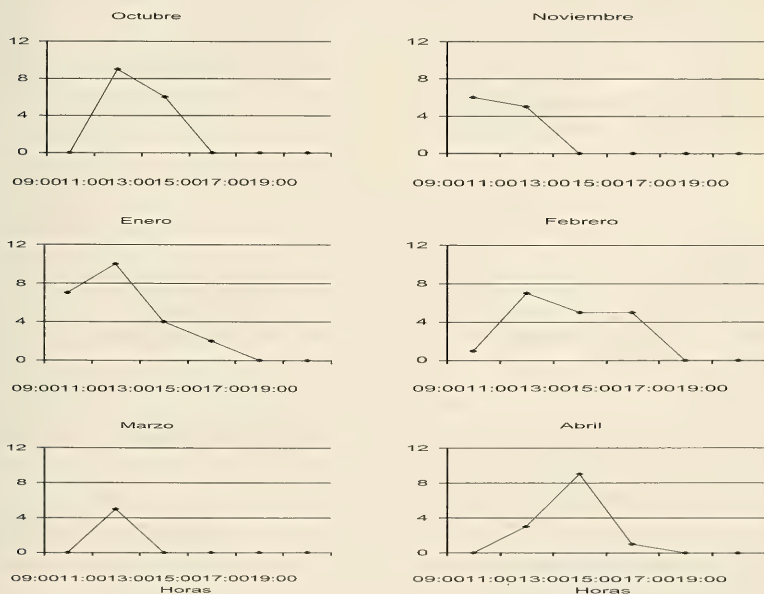


Figura 3. Patrones de actividad diarios y estacionales de *Cnemidophorus longicaudus* entre octubre de 1998 y abril de 1999 en el norte de La Rioja.

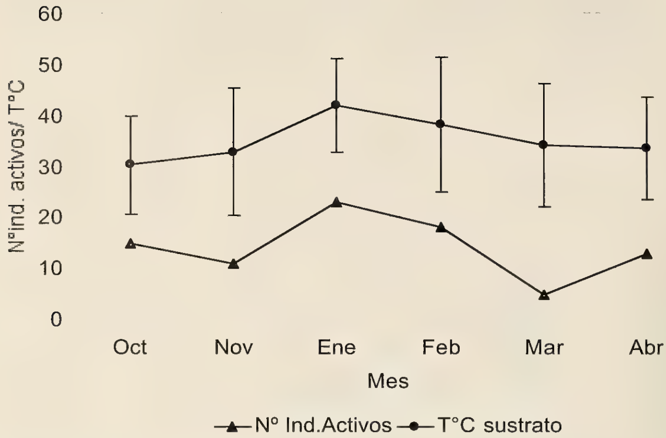


FIGURA 4. Número de individuos activos de *Cnemidophorus longicaudus* y temperatura media del sustrato desde octubre de 1998 a abril de 1999 en el norte de La Rioja.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 37-42, 2001

DIETA DE *CNEMIDOPHORUS LONGICAUDUS* (SQUAMATA, TEIIDAE, TEIINAE) EN EL NORTE DE LA RIOJA, ARGENTINA

Diet of *Cnemidophorus longicaudus* (Squamata, Teiidae, Teiinae) in the north of La Rioja, Argentina

LUCIANA C. BELVER Y LUCIANO J. AVILA*

RESUMEN

Estudiamos la composición de la dieta de una población de *Cnemidophorus longicaudus*. La dieta esta compuesta de 14 categorias presa, 13 de las cuales son animales y una vegetal. Las larvas de insectos, y las arañas son las presas principales en la dieta de los individuos de esta especie. De los resultados obtenidos podemos decir que *C. longicaudus* es un cazador activo, que utiliza pistas tanto químicas como visuales para detectar su presa y los parches mas utilizados para capturarlas es debajo de los arbustos.

ABSTRACT

We studied the diet composition of a *Cnemidophorus longicaudus* population. The diet is composed for 14 prey items, 13 animals and 1 vegetal. Insect larvae and spiders were the principal prey items in the diet of this are species. The results suggest that *C. longicaudus* is an active predator. Using both vision and chemical cues to search for prey. The patches more utilized for hunting were under bushes.

KEYWORDS: Diet. Food strategy. Principal prey. Accessory prey. *Cnemidophorus longicaudus*. La Rioja, Argentina.

INTRODUCCION

El análisis de la composición de la dieta de una especie no sólo brinda información acerca del tipo de presa de las cuales se alimenta, sino también informa respecto a la estrategia utilizada para alimentarse y los mecanismos que emplea para detectar su presa. Junto con datos de actividad temporal, uso de microhábitat y biología de las especies presa, se puede determinar cuales sectores dentro de un hábitat son utilizados más frecuentemente por la especie para alimentarse.

Muy poco se conoce acerca de la biología y ecología de los teidos argentinos; solo algunos trabajos a partir de 1990 describen aspectos parciales de la biología y ecología de algunos de ellos, en especial especies de los géneros *Teius* y *Tupinambis*, (Alvarez *et al.*, 1992; Avila *et al.*, 1992; Blanco y Acosta, 1998; Cruz 1994, 1996; Donadio y Gallardo, 1984; Fitzgerald *et al.*, 1993; Martori y Acosta, 1994a y b; Mercolli y Yanosky, 1994; Tedesco *et al.*, 1995; Videla y Puig, 1994 y Williams *et al.*,1993). Solo en los trabajos de Tedesco *et al.* (1995) y Aun y Martori (1996) se describe la dieta de especies del genero *Cnemidophorus*, lo que es sorprendente dada la amplia distribución que presenta este genero en Argentina.

Cnemidophorus longicaudus, es un lagarto típico de la región de "Monte", distribuido desde Catamarca hasta el Valle del Río Negro al sur; es un lagarto de mediano tamaño (62 mm largo hocico-cloaca), esbelto y cola muy larga, (Cei, 1993).

*CRILAR-CONICET. Mendoza y Entre Ríos s/n. (5301) Anillaco - La Rioja, ARGENTINA. E-mail: lbelver@crilar.com.ar. Tel: + 54 (03827)-494251 Fax: + 54 (03827)-494231.

El objetivo de este trabajo fue describir la dieta de *Cnemidophorus longicaudus* (Teiidae, Teiinae) en un área ecotonal del Chaco árido y Monte situado al norte de la provincia de La Rioja, Argentina.

MATERIALES Y METODOS

Area de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la vera norte de la Ruta Provincial Nro. 7, a 4 Km al Este del empalme con la Ruta Nacional Nro. 75, y a 6 Km de la localidad de Anillaco (28°49'S, 66°57'O), Departamento Castro Barros, provincia de La Rioja, Argentina (Fig. 1). Fitogeográficamente se encuentra enmarcado en una zona ecotonal entre el Monte y el Chaco árido, (Cabrera, 1976), con predominio de la primera formación, dominando vegetación xerófila arbustiva con diferentes especies de *Larrea, Senna, Cercidium, Zuccagnia* y *Prosopis*, alternadas con pequeños agrupamientos de los cactus del genero *Opuntia, Tephrocactus, Trichocereus*. Es un terreno arenoso-pedregoso, ubicado con orientación oeste-este, lo que determina la existencia de arroyuelos temporarios de cauce errático que contribuyen a aumentar la heterogeneidad del ambiente.

Trabajo de campo y análisis de datos

La colecta (N=105) se realizó con bandas de látex o con pistola cal. 22 (Mun.12), entre octubre de 1998 y abril de 1999. La misma se realizó luego de las 15:00 hrs. para asegurarse que los animales hayan tenido la oportunidad de alimentarse. Los lagartos fueron sacrificados, fijados y conservados siguiendo la metodología estándar para el grupo (Scrocchi y Kretzschmar, 1996). El tracto digestivo fue removido y conservado por separado en alcohol etílico 70 %; para el análisis de la dieta sólo se tuvo en cuenta el contenido del estómago dado que en las partes restantes del tracto digestivo el contenido es muy escaso y difícil de identificar. Utilizando un microscopio estereoscopio, el contenido del estómago fue identificado hasta el nivel taxonómico más bajo posible, generalmente familia, con excepción de los estadios inmaduros (larvas, pupas y huevos) que se identificaron a nivel de orden. A partir de estos datos se establecieron las siguientes categorías presa: Mollusca, Araneae, Solifugae, Scorpionidae, Hymenoptera, Psocoptera, Orthoptera, Coleoptera, Hemiptera, Homoptera, Larvas, Pupas, Huevos de Insectos, y Restos Vegetales.

A cada individuo de cada categoría presa se le midió el largo y ancho del cuerpo, y se calculó el volumen de las mismas de acuerdo a la siguiente formula (Dunham, 1993):

$$\text{Volumen} = 1/2 \text{ largo} * (1/2 \text{ ancho})^2 * 4/3\ \Pi$$

Se registró, en cada estómago, número y frecuencia de aparición de cada categoría presa. Con estos valores se calculó el Indice de Importancia Relativa (IRI), (Pinkas, *et al.*, 1971), y el Indice de Valor de Importancia (IVI), (Acosta, 1982); basándose en los valores de los mismos se estableció una jerarquía de categorías alimentarias, determinando presas principales (IRI > 60 %, IVI > 2) y presas accesorias (IRI < 60 % y IVI < 2).

RESULTADOS

En los 105 estómagos analizados se encontraron 1279 presas (606 en machos y 673 en hembras); el volumen total fue de 11305 mm^3 (5568 mm^3 en machos y 5737 mm^3 en hembras). La categoría presa que presentó el máximo porcentaje de aparición (% FO) correspondió a "larvas" (Coleoptera, Neuroptera y Lepidoptera), seguido por Araneae (el 95 % correspondió a la familia Araneidae, genero *Metazygia*), las restantes categorías presas no superaron el 35 % de la frecuencia de aparición. En cuanto a la contribución volumétrica el mayor aporte fue hecho por "larvas"; las demás categorías presas no superaron el 20 % del volumen. En cuanto a numerosidad, huevos de insectos fueron los mas representados, seguido de Araneae y "larvas" (Fig. 2 y Tabla 1).

Según los valores de los índices de categorización dietaria (IRI, IVI), "larvas" y Araneae son presas principales en la dieta de *Cnemidophorus longicaudus*; en tanto las restantes categorías presas son consideradas presas accesorias (Tabla 2).

La composición volumétrica de la dieta de *Cnemidophorus longicaudus*, agrupada en cuatro categorías principales (Insectos adultos, Estadios Inmaduros, Arañas y Otros), varía según las estaciones consideradas (Fig. 3). En verano la contribución volumétrica de los Insectos adultos es mayor que en primavera (X^2=748; p=0.0000) y que en otoño (X^2=38.08; p=0.0000); en tanto que en primavera los estadios inmaduros aportan en mayor medida al volumen consumido que en verano (X^2=318; p=0.0000) y que en otoño (X^2=71.25; p=0.0000). Las arañas no presentan diferencias

significativas en el volumen que aportan a la dieta de *Cnemidophorus longicaudus* en el verano y la primavera (X^2=0.64; p=0.42), pero en otoño estas aportan menos al volumen consumido que en verano (X^2=29.05, p=0.0000) o que en primavera (X^2=50.90; p=0.0000).

CONCLUSION

Basados en el tipo de presas principales que constituyen la dieta de *Cnemidophorus longicaudus* podemos inferir que este lagarto es un cazador activo, utiliza tanto pistas visuales como químicas para detectar sus presas y que los sectores utilizados principalmente para alimentarse son debajo de los arbustos donde se encuentra el mayor número de presas disponible.

El hecho de que huevos de insectos y Araneidae sean más importantes que "larvas" en cuanto a numerosidad, se debe a características biológicas de estas presas. Un solo individuo de *Cnemidophorus longicaudus* consumió más de 100 huevos de insectos; los huevos se encuentran agrupados y una vez que los lagartos acceden a ellos, se alimentan hasta que el recurso se agota o hasta que el animal queda satisfecho, tal como fue descripto para especies de lagartos que se alimentan de termitas (Pianka 1969, 1985; James, 1991a y b; James *et. al.*, 1992). Lo mismo sucede con Araneidae, *Metazygia gregalis,* la araña más consumida por *C. longicaudus*, es una araña que realiza telas comunitarias, (Levi 1977, 1995), por lo que, al igual que los huevos de insectos, es un recurso que se encuentra agrupado, en gran número y es de acceso relativamente fácil.

Las diferencias estacionales encontradas en la composición de la dieta de *Cnemidophorus longicaudus*, están más relacionadas con la disponibilidad estacional de las presas (obs. pers.) que con un consumo diferenciado de presas entre las estaciones consideradas. En verano el número de estadios inmaduros de insectos (principalmente larvas) es bajo con respecto a la primavera y otoño, y el número de insectos adultos es mayor en el verano que en las otras dos estaciones.

Aun y Martori (1996) encontraron, al igual que en este trabajo, que las arañas son presas importantes en cuanto a numerosidad y contribución volumétrica en la dieta de *Cnemidophorus serranus* y de relativa importancia en la dieta de *Cnemidophorus lacertoides*. En cambio, "larvas" no constituyen presas importantes ni en cuanto al volumen ni en cuanto a número en la dieta de estas especies.

Los datos de dietas de especies del mismo género del hemisferio norte, describen a las especies del género *Cnemidophorus* como principalmente insectívoras, si bien las arañas formaron parte de la dieta de estos lagartos, estas no constituyen una parte principal en la misma (Paulissen *et al.*, 1997; Paulissen y Walker, 1994; Paulissen *et al.*, 1993; Paulissen, 1987). En este trabajo encontramos que las arañas, en particular *Metazygia gregalis,* constituyen una parte importante en la dieta de *Cnemidophorus longicaudus*, a diferencia de lo encontrado por los autores citados anteriormente debido posiblemente a la gran disponibilidad de este recurso en el área de estudio (obs. pers.).

Dadas las diferencias encontradas entre las dietas de las especies del género *Cnemidophorus* a lo largo de su distribución geográfica, estudios más detallados de la variación (sexual, ontogenética, estacional y entre años) de la dieta, deberían permitirnos conocer si dichas diferencias se deben a la disponibilidad de presas en los sitios de estudio o se pueden explicar por patrones ecológicos o filogenéticos propios de las especies.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Miguel Archangelsky, quien colaboro en las identificación del material encontrado en los estómagos y por la lectura critica del manuscrito; y a dos revisores anónimos que contribuyeron a mejorar el manuscrito.

BIBLIOGRAFIA

Aun, L. y R. Martori. 1996. Características de la biología de *Cnemidophorus serranus* y *Cnemidophorus lacertoides*. Cuad. Herp. 9(2): 95-99.

Acosta, M. 1982. Indice para el estudio del nicho trófico. Cs. Biol. Acad. Cs. De Cuba. 7: 125-127.

Alvarez, B., M. Tedesco, J. Morales y E. Porcel. 1992. Comportamiento alimentario de dos especies de *Teius* en el nordeste argentino. Acta Zool. Lill. 41: 263-269.

Avila, L.J., J.C. Acosta y R. Martori. 1992. Composición, variación anual y estacional de la dieta de *Teuis suquiensis* (Sauria, Teiidae) en la provincia de Córdoba (Argentina). Cuad. Herp. 8(1): 90-96.

Blanco, G.M. y J.C. Acosta. 1998. Ecología reproductiva of *Teius oculatus* (Squamata, Teiidae) en la provincia de Córdoba, Argentina. Bol. Soc. Biol. Concepción. 69: 33-38

Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeografícas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardineria. Ed. Acme, Buenos Aires, 85 pp.

Cei, J.M. 1993. Reptiles del noroeste, nordeste y este de la Argentina. Museo Regionale di Scienze Naturali Torino.Monografie XIV. 949 pp.

Cruz, F.B. 1994. Actividad reproductiva en *Vanzosaura rubricauda* (Sauria: Teiidae) del Chaco occidental en

Argentina. Cuad. Herp. 8(1): 112-118.

Cruz, F.B. 1996. Reproductive biology of the lizard *Cnemidophorus ocellifer* in the dry chaco of Salta, Argentina. Amphibia-Reptilia 17: 80-86.

Donadio, O.E. y J.M. Gallardo. 1984. Biología y conservación de las especies del género *Tupinambis* (Squamata, Sauria, Teiidae) en la República Argentina. Rev. Del M. Arg. de Cs. Nat. "B. Rivadavia" XIII 117-127.

Dunham, A.E. 1993. Realized niche overlap, resource abundance and intensity of interepecific competition. In: Huey R.B, Pianka E.R & Schoener T.W, eds., Lizard Ecology. Harvard University Press.

Fitzgerald, L.A., F.B. Cruz y G. Perotti. 1993. The reproductive cycle and the size at maturity of *Tupinambis rufescens* (Sauria: Teiidae) in the dry Chaco of Argentina J. Herp.27(1): 70-78.

James, C.D. 1991a. Temporal variation in diets and trophic partitioning by coexisting lizards (Ctenotus, Scincidae) in central Australia. Oecologia 85: 553-561.

James, C.D. 1991b. Population dynamics, demography, and life history of sympatric scincid lizards (Ctenotus) in Central Australia Herpetologica. 47(2): 194-210

James, C.D., J.B. Losos y D.R King. 1992. Reproductive biology and diets of Goannas (Reptilia: Varanidae) from Australia. J. Herp. 26(2): 128-136.

Levi, H.W. 1977. The American Orb-Weaver genera *Cyclosa, Metazygia* and *Eustala* North of Mexico (Araneae, Araneidae). Bull. Mus. Comp. Zool. 148(3): 61-127.

Levi, H.W. 1995. The Neotropical Orb-Weaver genus *Metazygia* (Araneae, Araneidae). Bull. Mus. Comp. Zool. 154(2): 63-151.

Martori, R y J.C. Acosta. 1990a. Variación anual de la estructura de una población de *Teius oculatus* (Sauria, Teiidae) en Río cuarto, Argentina. Rev. Esp. Herp. 8: 37-44.

Martori, R y J.C. Acosta. 1990b. Ecología de una población de *Teius oculatus* (Sauria: Teiidae) de Río Cuarto (Cordoba). I Estructura poblacional y crecimiento individual. Cuad. Herp. 5 (3): 15-18

Mercolli, C. y A. Yanosky. 1994. The diet of adult *Tupinambis teguisin* (Sauria: Teiidae) in the eastern chaco of Argentina. Herp. Journal. 4: 15-19.

Paulissen, M.A., J.M. Walker y J.E. Cordes. 1997. Diet of the Texas yellow-faced racerunner, *Cnemidophorus sexlineatus stephensi* (Sauria: Teiidae), in Southern Texas. Texas J. Sci. 49(2): 143-150.

Paulissen, M.A. y J.M. Walker. 1994 Diet of the insular whiptail lizard *Cnemidophorus nigricolor* (Teiidae) from Grand Rocques Island, Venezuela. J. Herp. 28(4): 524-528.

Paulissen, M.A., J.M. Walker, J.E. Cordes y J.L. Taylor. 1993. Diet of diploid and triploid populations of parthenogenetic whiptail lizards of the *Cnemidophrous tesselatus complex* (Teiidae) in Southeastern Colorado. The Southwestern Naturalist 38(4): 377-381.

Paulissen, M.A. 1987. Diet of adult and juvenile six-lined racerunners, *Cnemidophorus sexlineatus* (Sauria: Teiidae). The Southwestern Naturalist 32(3): 395-397.

Pianka, E.R. 1969. Sympatry of desert lizards (*Ctenotus*) in Western Australia. Ecology 50: 1012-1030.

Pianka, E.R. 1985. Some intercontinental comparisons of desert lizards. National Geographic Research 1(4): 490-504.

Pinkas, L., M.S. Oliphant, I.L.K. Iverson. 1971. Food habits of albacore, blufenin tuna and bonito in Californian Waters. Calif. Fish Game. 152: 1-105.

Scrocchi, G. y S. Kretzschmar. 1996. Guía de métodos de captura y preparación de anfibios y reptiles para estudios científicos y manejo de colecciones herpetológicas. Miscelánea 102. FML.

Tedesco, M.E., G. Torales, y E. Porcel. 1995. Aportes al conocimiento de la dieta de *Cnemidophorus ocellifer* (Squamata, Teiidae). Facena11: 19-23

Videla, F. y S. Puig. 1994. Estructura de una comunidad de lagartos del Monte. Patrones de uso espacial y temporal. Multequina 3: 99-112.

Williams, J.D., O.E. Donadio e I. Ré. 1993. Notas relativas a la dieta de *Tupinambis rufescens* (Sauria: Reptilia) del noroeste argentino. Neotrópica, 39(101-102): 45-51.

TABLA I. Frecuencia de aparición (%FO), Porcentaje del volumen (%V) y Porcentaje del numero (%N°) de cada categoría presa consumida por *Cnemidophorus longicaudus* (n=105) entre octubre de 1998 y abril de 1999.

PRESA	% FO	% V (mm^3)	% N°
Mollusca	1.04	0.03	0.15
Araneae	72.21	19.80	21.22
Solifugae	11.81	6.54	1.02
Scorpionidae	2.08	0.40	0.15
Hymenoptera	12.95	1.17	2.46
Psocoptera	18.16	3.04	15.71
Orthoptera	12.85	3.25	1.25
Coleoptera	30.33	11.73	5.40
Hemiptera	14.29	3.11	3.67
Homoptera	3.03	1.83	0.92
Larvas	73.80	42.44	19.63
Pupas	8.14	3.87	0.76
Huevos de insectos	9.83	1.57	27.43
Restos vegetales	1.99	0.92	———

Tabla II. Indice de Importancia Relativa (IRI), jerarquización de la dieta y categoría de cada presa. AC= Presa accesoria; FU= Presa fundamental.

Presa	IRI	% IRI	Categoría
Mollusca	0.18	0.00	AC
Araneae	2961	64.65	FU
Solifugae	89.20	1.95	AC
Scorpionidae	1.13	0.02	AC
Hymenoptera	47.05	1.03	AC
Psocoptera	340.57	7.43	AC
Orthoptera	57.91	1.26	AC
Coleoptera	519.37	11.34	AC
Hemiptera	96.95	2.12	AC
Homoptera	8.34	0.18	AC
Larvas	4580	100.00	FU
Pupas	37.67	0.82	AC
Huevos de insectos	284.95	6.22	AC
Restos vegetales	1.83	0.04	AC

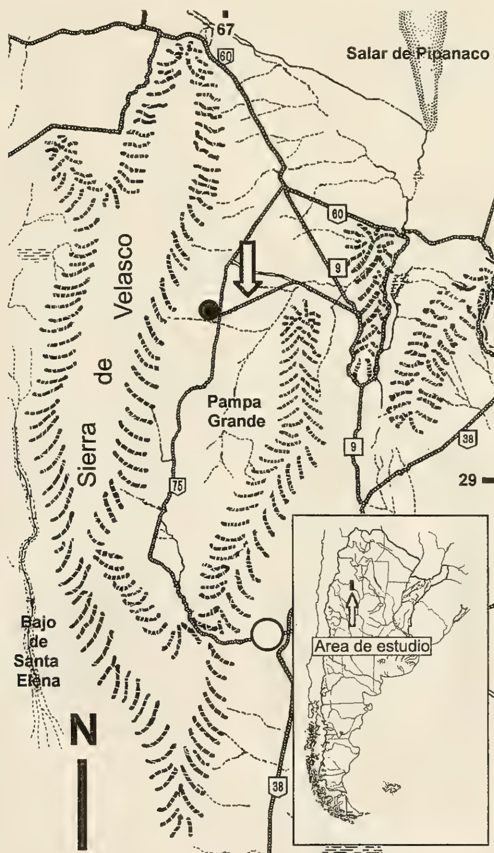


Figura 1. Area de estudio.

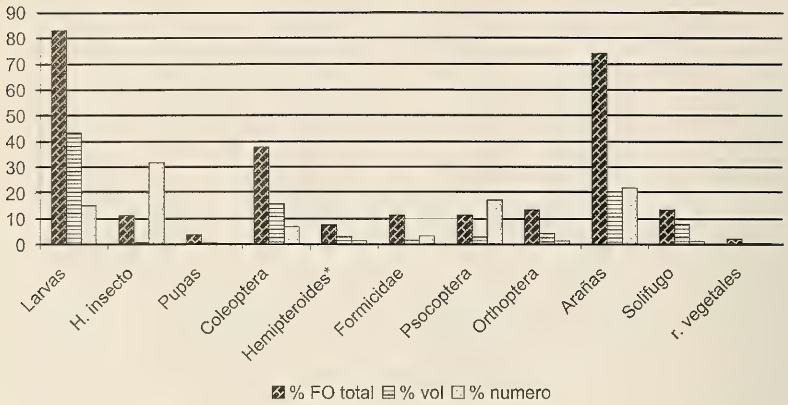


Figura 2. Composición de la dieta de *Cnemidophorus longicaudus*, expesada como Frecuencia de aparición (%FO), porcentaje del volumen (%Vol) y porcentaje de la cantidad de presas (%N°).
*Heminoptoroides = Homoptera y Hemiptero.

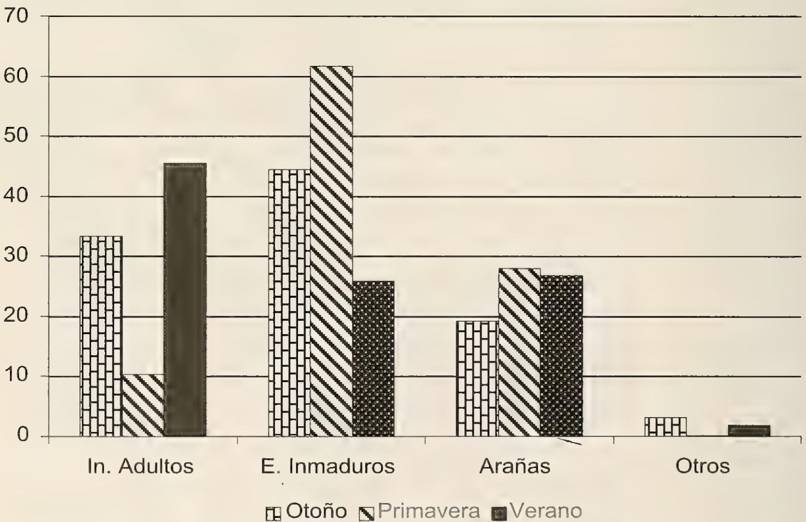


Figura 3. Variación estacional en la composición de la dieta de *Cnemidophorus longicaudus* considerando el volumen total consumido.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 43-50, 2001

PRIMEROS DATOS SOBRE LA DISTRIBUCION DE TALLAS, Y TALLAS MAXIMAS, EN TAXOCENOSIS DE PECES DE AMBIENTES LOTICOS DE ARGENTINA

First data on size distribution, and maximum size, of Argentine lotic fish taxocenes

CRISTINA A. BENTOS[1], ANABELLA GIUSTO[1, 2], CAROLINA R. BELTRAMI[1] Y SERGIO E. GÓMEZ[1, 3]

RESUMEN

En este trabajo se estudia la distribución de las tallas máximas de las especies de peces presentes en cuatro cuencas Argentinas de diferente magnitud, y se las compara con otras tres grandes cuencas, situadas todas en regiones cálidas o templadas. El patrón de distribución es congruente en los siete casos, caracterizándose por ser asimétrico, decreciente, discontinuo y con pocas especies gigantes. Las especies gigantes pueden ser reconocidas por estar precedidas por una discontinuidad significativa en la distribución de tallas que los separa claramente de las especies pequeñas. La moda siempre se encuentra en los intervalos menores y su valor promedio es de 92,8 mm (n=7). En seis de las siete cuencas los peces de talla menor o igual a 200 mm constituyen más del 50 % de la ictiofauna, (promedio=56,8 %, n=7). El tamaño de los gigantes depende de la superficie de la cuenca y está correlacionado con la amplitud de la discontinuidad. Se plantea una hipótesis general en el patrón de distribución de tallas en ríos de regiones cálidas y templadas, sobre la existencia de las especies gigantes y la discontinuidad correlacionada con la talla de estos.

ABSTRACT

In this work the maximum size distribution of freshwater fish species in four Argentine basins of different magnitude is analyzed, and compared with three big basins, all located in warm or temperate regions. The pattern of size species distribution agrees in the seven cases, it is asymmetric, decrecent, discontinue and in all cases giant species are scarce. The giant species may be recognized by one significative discontinuity in the pattern of size distribution that clearly separates them from the small species. The mode is always placed within the minor intervals, with an average value of 92.8 mm (n=7). In six of the seven basins the fish with total length lesser or equal than 200 mm comprise more than 50 % of the fish fauna (average= 56.8 %, n=7). The size of giant species depends on the surface of the basin, and is positively correlated with the amplitude of the discontinuity. A general hypothesis on the pattern of size distribution in warm and temperate rivers, concerning the giant species existance and the discontinuity correllated with the giant size is formulated.

KEYWORDS: Maximum size. Size distribution. Giant species. Fish taxocenes. River basins.

INTRODUCCION

El conocimiento del listado faunístico o taxocenosis de una cuenca o región, es el primer paso obligado para el estudio de las comunidades, ensambles y biocenosis que allí habitan. Esto no significa necesariamente que todas las especies de una taxocenosis se encuentren en una misma localidad al mismo tiempo, porque la composición específica de un determinado lugar muestra variaciones temporales a causa de distintos fenómenos: ciclos hidrológicos, cambios de temperatura, migraciones etc.(Bonetto *et al.*, 1971).

Un atributo básico estructural de las taxocenosis es la distribución de las tallas o longitudes totales

[1]Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". Av. Angel Gallardo 470, (1405) Buenos Aires, Argentina. [2]Fundación Pablo Cassará. [3]CONICET, Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet", Casilla de Correo 712, (1900) La Plata, Argentina.

máximas de las especies que las componen, y es una de las variables de interés para caracterizar a las comunidades (Pianka, 1982; Watson y Balon, 1984; Winemiller, 1991).

En relación a los peces que habitan ríos con llanura de inundación, los principales datos comparativos para las grandes cuencas de los ríos Magdalena, Niger y Mekong se encuentran en Welcomme (1979), quien sostiene que el elevado número de especies de pequeño tamaño observado se debe a que estas pueden utilizar eficientemente tanto las zonas anegadas del potamon como algunos lugares del ritron.

Al examinar las distribuciones de las tallas máximas de peces de los ríos Magdalena, Niger y Mekong, se encuentran notables coincidencias que permiten formular una hipótesis (H1) general que incluye cuatro características:

H1: Existe un patrón común de distribución de tallas en las taxocenosis de ríos:

- con llanura de inundación.
- de regiones tropicales.
- con un potamon ampliamente desarrollado.
- pudiéndose distinguir dos grupos de peces, "pequeños" y "gigantes", separados por un intervalo de tallas no representadas.

Para contrastar y contribuir al desarrollo de esta hipótesis hemos estudiado la distribución de tallas de las especies autóctonas en distintas cuencas de la Argentina, y para fines comparativos analizamos con mayor profundidad las distribuciones presentadas por Welcomme (1979) para los tres ríos mencionados.

MATERIALES Y METODOS

Se consideraron cuatro cuencas o áreas de distintos ríos de la Argentina con distintas características fisiográficas, de las cuales se encuentra bien documentado su composición íctica. Estas cuencas tienen distintas magnitudes y se encuentran en regiones ubicadas entre los 26° y 40°de Latitud Sur, (Figura 1) siendo:

A: Bajo Paraná, Delta y Río de la Plata y sus afluentes con un total de 169 especies según datos de Almirón *et al.* (1992), ocupa mayoritariamente la región pampásica.

B: Río Cuarto, en el sur de la provincia de Córdoba, con 24 especies (Haro *et al.*, 1991).

C: Río Colorado con 14 especies (Almirón *et al.*, 1997) constituye el límite norte de la región patagónica.

D: Río Salí superior, en el norte de la provincia de Tucumán, con 25 especies (Buti y Miquelarena, 1995).

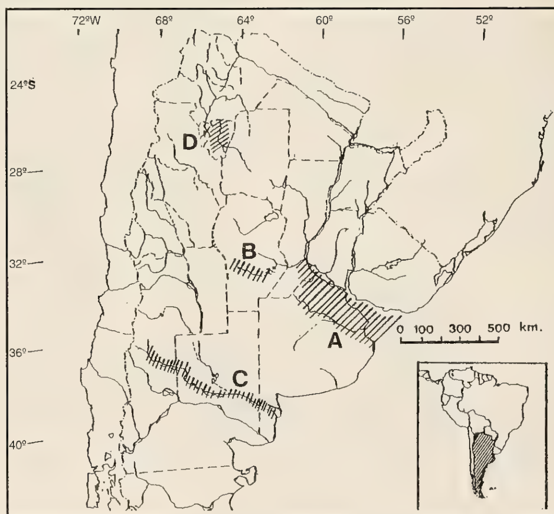


FIGURA 1. Ubicación geográfica de las cuatro cuencas argentinas estudiadas. **A.** Cuenca del río Bajo Paraná y río de La Plata, **B.** Cuenca del río Cuarto (Córdoba), **C.** Cuenca del río Colorado (Neuquén, La Pampa y Bs. As.), **D.** Cuenca del río Salí Superior (Tucumán).

Para la caracterización fisiográfica y climática de las cuencas argentinas se utilizaron datos del Instituto Geográfico Militar (1989), el conocimiento regional propio de los autores, y las descripciones incluidas en las listas faunísticas consultadas. Para cada cuenca se indica además los rangos de temperatura media anual (TMA) y precipitación total anual (PTA).

En el caso de los ríos Magdalena, Niger y Mekong las áreas de sus cuencas y características biológicas de las especies fueron tomadas de Bastos Neves (1995), Lowe-McConnell (1999), Nelson (1994) y Welcomme (1992).

Se construyeron histogramas de frecuencias relativas (F) por intervalos de clase (IC) de 50 milímetros, donde se agruparon las especies de acuerdo a su longitud total máxima (LTM) mencionada en la bibliografía de referencia. Estos histogramas son totalmente comparables a los empleados por Welcomme (1979).

Considerando las cuatro cuencas argentinas y las tres estudiadas por Welcomme (n=7), se elaboró una matriz de correlación simple utilizando 5 variables:

Longitud total máxima de las especies pequeñas (LTMp), longitud total máxima de las especies gigantes (LTMG), moda (M), amplitud de la discontinuidad (AD) originada por la diferencia entre LTMG y LTMp (AD=LTMG-LTMp), y superficie de la cuenca (SC). Para la variable AD se utilizó su valor absoluto en milímetros; las SC se expresaron en miles de km^2. Para las tres primeras variables se tomó la marca de clase del intervalo, con las medidas expresadas en milímetros. El mismo criterio se utilizó para los análisis de regresión, cálculo de medias y modas.

A los fines metodológicos consideramos arbitrariamente una especie como "gigante" cuando en la distribución de frecuencias está precedida por una discontinuidad de 4 ó más intervalos contiguos con F=0. De existir más de una especie gigante se consideró la de mayor talla. Las restantes especies de la taxocenosis las denominamos como "pequeños peces" independientemente de su LTM.

RESULTADOS

Características de las cuencas

- La cuenca A, ubicada en la región pampeana, está caracterizada por ser un potamon ampliamente desarrollado en toda su extensión, con varios cauces principales y una extensa llanura de inundación, situada en una región de clima templado pampeano (TMA: 14,8 a 17,5°C; PTA: 905 a 1100 mm). Su superficie es de aproximadamente 150.800 km^2.

- La cuenca B comprende un sector de ritron en sus cabeceras ubicadas en una región serrana, un único cauce bien definido como potamon sin llanura de inundación y escasas zonas anegadizas al final de su cuenca. Situada en una región mediterránea con clima templado serrano (TMA: 16 a 18°C; PTA: 750 a 800 mm). Esta cuenca tiene una superficie de 2.200 km^2 aproximadamente.

- La cuenca C presenta un ritron en sus cabeceras situadas en la región cordillerana, un extenso y único cauce bien definido como potamon sin llanura de inundación y un pequeño delta con zonas anegadizas en su desembocadura al Océano Atlántico. El clima es semiárido o templado de transición en su desembocadura (TMA: 14,3 a 14,9°C; PTA: 139 a 700 mm). La superficie de su cuenca es de 12.500 km^2.

- La cuenca D se trata básicamente de una densa red hidrográfica en una región serrana, con extensas zonas de ritron y sectores inferiores que poseen alguna característica de potamon. El clima es tropical serrano (TMA: 18,9 a 22°C; PTA: 1000 a 1036 mm). La superficie de su cuenca es de 2.800 km^2 aproximadamente.

- Las cuencas de los ríos Magdalena (Sud América), Niger (Africa) y Mekong (Asia) tienen superficies de: 238.000, 1.100.000 y 793.000 km^2 respectivamente, las tres se encuentran en zonas tropicales.

Distribución de frecuencias

Entre las cuatro cuencas argentinas estudiadas se observan ciertas concordancias en la distribución de frecuencias (Figura 2):

- Los histogramas son discontinuos, bimodales o raramente trimodales, y con frecuencias de tallas decrecientes en forma curvilineal. El análisis de correlación entre frecuencias e intervalos de tallas fue significativo ($p<0,05$) mostrando una correlación negativa en los cuatro casos con valores de r de: -0,739 (A); -0,527 (B); -0,554 (C) y -0,509 (D).

Como característica general se observan altas frecuencias en los intervalos menores (pequeños peces), y muy bajas frecuencias en los intervalos correspondientes a los grandes peces (gigantes).

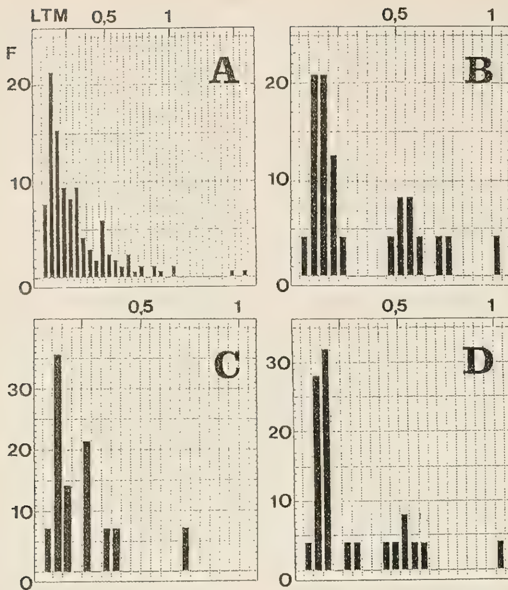


FIGURA 2. Distribución de frecuencias relativas (F: en porcentaje) de longitudes totales máximas (LTM: en metros) por intervalos de clase de 50 mm para las especies de peces en cuatro cuencas de Argentina: **A.** Cuenca del río Bajo Paraná y río de La Plata, **B.** Cuenca del río Cuarto (Córdoba), **C.** Cuenca del río Colorado (Neuquén), La Pampa y Bs. As.), **D.** Cuenca del río Salí Superior (Tucumán).

- La clase modal siempre se ubica en los intervalos menores, las marcas de clase de las modas fueron: 75 en A, 100 en B, 75 en C y 125 mm en D (promedio=93,7 mm; DE=23,9). Utilizando un Test de "T" de Student, el valor promedio de las modas calculadas para los ambientes de Argentina no muestra diferencias significativas (p<0,05) con el valor promedio de las modas de los ríos Magdalena, Niger y Mekong (91,6 mm; DE=76,3; n=3).

Los pequeños peces, de LTM menor o igual a los 200 mm constituyen el 50 % o más de la taxocenosis en seis de los siete casos. En las cuatro cuencas argentinas analizadas se obtuvieron valores de: 53,85 % (A); 58,40 % (B); 57,14 % (C) y 64,0 % (D). (promedio=58,35 %; DE=4,23). Este valor promedio no presenta diferencias significativas (test de "T"de Student) con el promedio de las modas de las tres cuencas tropicales (promedio=54,83 %; DE=9,72; n=3).

- No todas las tallas se encuentran representadas. En las cuatro cuencas argentinas se observan intervalos con F=0, el porcentaje de estos intervalos es de 34,4 % en A, 42,9 % en B, 53,0 % en C y 47,6 % en D (promedio=44,48 %; DE=7,88).

- En los siete casos existen especies gigantes, y en particular los gigantes están separados netamente de los pequeños peces por una notable discontinuidad de 4 a 8 intervalos consecutivos con F=0.

Características de los gigantes

Una descripción detallada de los atributos de los gigantes y sus historias de vida excede los límites de este trabajo. Las LTM de los grandes peces y la amplitud de la discontinuidad (AD) de la distribución en las distintas cuencas fueron:

Cuenca A: *Paulicea luetkeni* (Pimelodidae), LTM=1555 mm, AD=550 mm.

Cuenca B: *Synbranchus marmoratus* (Synbranchidae), LTM=1032 mm, AD=250 mm.

Cuenca C: *Odontesthes bonariensis*

(Atherinidae), LTM=720 mm, AD=350 mm.

Cuenca D: *Synbranchus marmoratus* (Synbranchidae), LTM=1032 mm, AD=400 mm.

Cuenca del río Magdalena: *Arapaima gigas* (Arapaimidae), LTM=2450 mm, AD=1600 mm.

Cuenca del río Niger: *Lates niloticus* (Centropomidae), LTM=1500 mm, AD=1000 mm.

Cuenca del río Mekong: *Pangasianodon gigas* (Pangasiidae), LTM=2500 mm, AD=1900 mm.

En líneas generales los gigantes de las siete cuencas estudiadas no presentan relaciones filogenéticas próximas. Poseen diferentes hábitos alimentarios, distintos modos reproductivos con o sin cuidados parentales, pueden ser migradores, no migradores o sedentarios y con distintas morfologías básicas: comprimidos, deprimidos o subcilíndricos. Las principales características compartidas son: la amplitud de su distribución geográfica y que según sus historias de vida son todos estrategas K (*sensu* Pianka, 1970) o bien pueden ser considerados estrategas r2 o K (*sensu* Winemiller y Taphorn, 1989), siendo en general terminales de redes tróficas.

El análisis de la matriz de correlación simple indica que la única correlación significativa con $p<0,05$ se presentó entre el par de variables: longitud total máxima de las especies gigantes (LTMG) *vs* amplitud de la discontinuidad (AD), ($r=0,946$, $n=7$).

Para establecer una relación entre ambas variables se ajustó un modelo exponencial asumiendo a LTMG como variable independiente (Figura 3), la regresión fue significativa ($p<0,05$, $n=7$, $R^2=92,7$) y responde a:

$$AD = \exp (4,791 + 0,00107 \cdot LTMG)$$

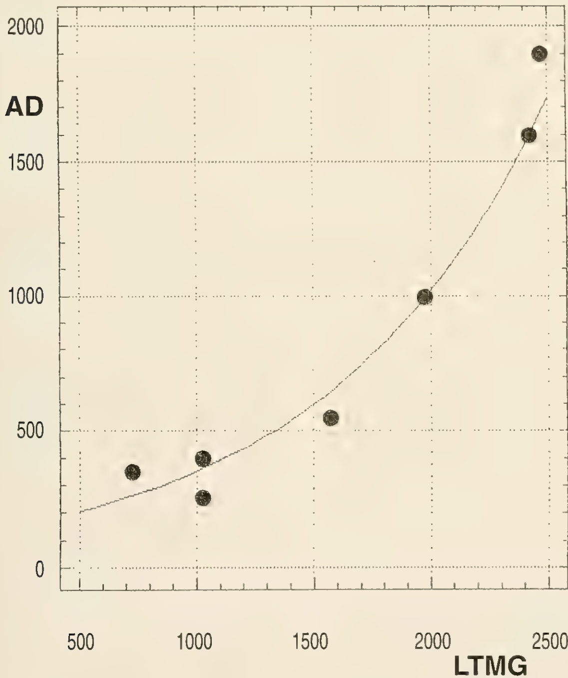


FIGURA 3. Diagrama de dispersión y curva de regresión exponencial entre la longitud total máxima de las especies gigantes (LTMG en mm) y la amplitud de la discontinuidad de la distribución de frecuencias (AD en mm). Ver ecuación en el texto.

No se registró una correlación significativa entre la Superficie de la cuenca (SC) y LTMG considerando las variables en su forma lineal. Sin embargo, los datos compilados indican que dentro de determinados límites la LTMG se incrementa con el aumento de SC. en forma multiplicataiva. El análisis de correlación entre LTMG y log SC resulto significativo ($p<0,05$; $r=0,8515$; $n=7$). Asumiendo la variable SC como independiente, el ajuste de un modelo de regresión multiplicativo (Figura 4) resultó significativo con $p<0,05$ ($n=7$; $R^2=72,5$), siendo éste:

$$LTMG = 772,44 \cdot SC^{0,1565}$$

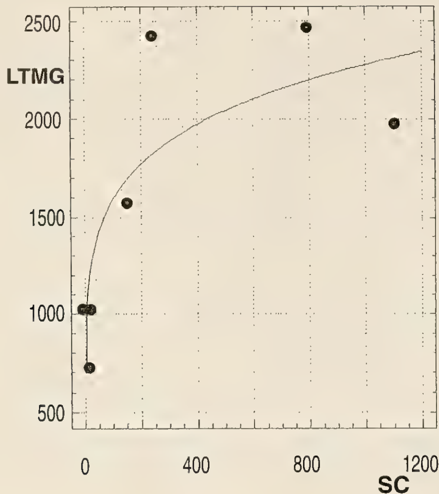


FIGURA 4. Diagrama de dispersión y curva de regresión multiplicativa entre la superficie de la cuenca (SC en miles de km^2) y la longitud total máxima de las especies gigantes (LTMG en mm). Ver ecuación en el texto.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Existen razones evidentes de índole biológica, termodinámica y biomecánica que justifican o explican el gran número de pequeños peces y la ausencia o escasez de discontinuidades en las tallas menores, así como el bajo número de especies gigantes.

Para las cuencas de los siete ríos cálidos o templados estudiados se puede considerar un único valor modal de 92,8 mm como la talla más frecuente, y que para esas tallas existe un mayor número de nichos disponibles, al menos en su componente espacial. Adicionalmente los peces de LTM menor o igual a 200 mm constituyen, en la mayoría de los casos, más del 50 % de la ictiofauna, con un valor promedio de 56,84 %.

No obstante las notables diferencias fisiográficas que existen entre las cuatro cuencas argentinas estudiadas, éstas presentan un patrón común de distribución de tallas que es congruente con el presentado por Welcomme (1979). En particular los resultados obtenidos para la cuenca A indican que ésta cumple en su totalidad con la hipótesis enunciada (H1). En contraposición las tres cuencas restantes (B,C y D) rechazan parcialmente a H1 en los tres primeros puntos. De manera que solo queda aceptado el cuarto punto, lo que nos permite formular una segunda hipótesis (H2) válida para las 7 cuencas:

H2: Existe un patrón común de distribución de tallas máximas en las taxocenosis de ríos de regiones cálidas y templadas: pudiéndose distinguir dos grupos de peces, “pequeños” y “gigantes”, separados por una discontinuidad de tallas no representadas.

La existencia de especies gigantes en todas las cuencas estudiadas, posiblemente se deba a eventos naturales aleatorios, o bien a fenómenos epigenéticos (Balon, 1990). Esto es poco probable en la medida que un gigante en la cuenca del río Colorado (*Odontesthes bonariensis*) es un pez pequeño en la cuenca del Bajo Paraná, algo análogo ocurre con *Synbranchus marmoratus*.

Contrariamente a lo que ocurre con los peces miniatura de América Neotropical definidos por Weitzman y Vari (1988) que pertenecen mayormente a una línea filogenética, los gigantes no muestran relaciones próximas de parentesco. Es obvio que las especies gigantes de un sistema deben ser pocas porque demandan altas cantidades de energía, cosa que se refleja en la amplitud de su distribución geográfica y en que la talla de los gigantes está correlacionada con el área de la cuenca.

Si se considera el concepto de nicho ecológico como un espacio multidimensional (Hutchinson, 1959) las tres principales características son las tróficas, espaciales y reproductivas. Es posible que a lo largo de su vida los gigantes tengan profundos cambios ontogenéticos, por lo que van adoptando secuencialmente diferentes modos de vida y ocupando distintos nichos tróficos (Winemiller, 1989; Gómez y Ferriz, 2000), de modo que una especie taxonómica pueda equivaler a dos o más "especies ecológicas". Cuando un gigante llega a la talla máxima de los pequeños peces, sigue creciendo con un muy bajo nivel de competencia intraespecífica. La significación ecológica de la diversidad de la dieta a lo largo del desarrollo es la de reducir la competencia intraespecífica, ampliando el espectro trófico disponible (King, 1989).

Una tercera hipótesis, complementaria de H2, puede ser considerada. La correlación entre LMTG y AD indica que la existencia de gigantes es una característica estructural y necesaria de los sistemas estudiados. Ellos producen una discontinuidad, inhabilitando por competencia trófica directa, o por destrucción de hábitats, determinados nichos.

La discontinuidad indica que no existen nichos disponibles para especies de esas tallas máximas, y que probablemente esos nichos son ocupados por individuos de especies gigantes que no han alcanzado la LTMG. Sin embargo lo mas significativo es la amplitud de la discontinuidad de la distribución de frecuencias de tallas, que esta correlacionada sin una explicación evidente, con el tamaño de la especie gigante.

El patrón descrito parece ser bastante general para los ambientes lóticos aquí estudiados y los reportados por Welcomme (1979, 1992), y podría ser una característica de las taxocenosis de peces de zonas cálidas y templadas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el CONICET (PIP N°4738). Se agradece a R.A. Ferriz (MACN) la lectura crítica del primer manuscrito y la informacíon suministrada, y a V. Cussac (CRUB), R.C. Menni (UNLP) y M. Quintana (MACN) por sus valiosos comentarios.

BIBLIOGRAFIA

Almirón, A., S.E. Gómez y N.I. Toresani. 1992. Peces de agua dulce de la Pcia. de Buenos Aires, Argentina. Situación ambiental de la Pcia. de Buenos Aires (CIC) 2(12): 1-29.

Almirón, A., M. Azpelicueta, J. Casciotta & A. Lopez Cazorla. 1997. Ichthyogeographic boundary between the Brazilian and Austral Subregions in South America, Argentina. Biogeographica 73(1): 23-30.

Balon, E.K. 1990. Epigenesis of an epigeneticist: the development of same alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. Guelph Ichthyology Reviews 1: 1-42.

Bastos Neves, A.M. 1995. Conhecimento atual sobre o pirarucu, *Arapaima gigas* (Cuvier 1817). Bol. Mus. Para. Emíli Goeldi, sér Zool. 11(1): 33-56.

Bonetto, A.A., C. Pignalberi, E. Cordiviola de Yuan y O. Oliveros. 1971. Informaciones complementarias sobre migraciones de peces en la Cuenca del Plata. Physis, Bs. As., 30(81): 505-520.

Buti, C. y A.M. Miquelarena. 1995. Ictiofauna del Río Salí superior, departamento Trancas, Tucumán, República Argentina. Acta Zoológica Lilloana 43(1): 21-44.

Gómez, S.E. y R.A. Ferriz. 2000. Plasticidad trófica del pejerrey (*Odontesthes bonariensis*): 30-31. In: Libro de Resúmenes, IX Congreso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados, Buenos Aires. Argentina. 230 págs.

Haro, J.G., M.A. Bistoni y M. Gutiérrez. 1991. Ictiofauna del Río Cuarto (Chocancharagua), Córdoba, Argentina. Bol. Acad. Nac. de Ciencias. Córdoba, Argentina. 59(3-4): 250-258.

Hutchinson, G.E. 1959. Il concetto moderno di nicchia ecologica. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 11: 9-22.

Instituto Geográfico Militar. 1989. Atlas de la República Argentina. Inst. Geogr. Militar. Argentina. 82 págs.

King, R.P. 1989. Distribution, abundance, size and feeding habits *Brienomyrus brachyistius* (Gill, 1862) (Teleostei, Mormiridae) in Nigerian rainforest stream. Cybium 13(1): 25-36.

Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Ed. da Univ. de Sao Paulo. Brasil. 536 págs.

Nelson, J.S. 1994. Fishes of the world. 3rd. ed. John Wiley. USA. 624 págs.

Pianka, E.R. 1970. On r- and K-selection. Am. Nat. 100: 592-597.

Pianka, E.R. 1982. Ecología evolutiva. Omega. España. 365 págs.

Watson, D.J. y E.K. Balon. 1984. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. J. Fish. Biol. 25: 371-384.

Weitzman, S.H. y R.P. Vari. 1988. Miniaturization in South American freshwater fishes; an overview and discussion. Proc. Biol. Soc. Wash. 10(2): 444-465.

Welcomme, R.L. 1979. Fisheries ecology of floodplain rivers.

Longman Inc. USA. 317 págs.
Welcomme, R.L. 1992. Pesca fluvial. FAO, Doc. Tec. Pesca N° 262 (Roma): 1- 303.
Winemiller, K.O. 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan llanos. Env. Biol. of Fishes 26: 177-199.
Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. Ecological Monographs 61(4): 343-365.
Winemiller, K.O. y D.C. Thaporn. 1989. La evolución de las estrategias de vida en los peces de los llanos occidentales de Venezuela. Biollania 6: 77-122.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 51-58, 2001

ATUAÇÃO DE *PSEUDALOPEX GYMNOCERCUS* (FISCHER, 1814) E DE *CERDOCYON THOUS* (LINNAEUS, 1766) (MAMMALIA, CANIDAE) COMO FATOR DE MORTALIDADE DE CORDEIROS NO SUL DO BRASIL

Pseudalopex gymnocercus (Fischer, 1814) and *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Mammalia, Canidae) as predators and its relationship to lambkin mortality in south of Brazil

João Carlos P. Dotto[1], Marta Elena Fabián[2] y João Oldair Meneghetti[3]

RESUMO

Investigou-se a atuação de *Pseudalopex gymnocercus* (Fischer, 1814) (graxaim-do-campo) e de *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (graxaim-do-mato), como fator de mortalidade de cordeiros. O trabalho foi desenvolvido entre julho e setembro de 1994, em seis propriedades rurais situadas na Região Fisiográfica da Campanha, estado do Rio Grande do Sul, Brasil, nos municípios de Bagé, Hulha Negra e Candiota. Tomaram-se como amostra 1.468 cordeiros nascidos durante o período de parição. Realizaram-se 167 necropsias e a ação predatória foi comparada a outras causas de mortalidade e/ou desaparecimentos. Diagnosticou-se a predação em 49 cordeiros, sendo 28 causadas por graxains em cinco das seis propriedades examinadas. Quando se comparou a intensidade dos ataques dos graxains entre as propriedades encontrou-se diferença significativa ($G=25,52$; $\alpha<0,05$) que indicaram dois conjuntos de propriedades. Os dois conjuntos sugerem comportamentos diferentes dos predadores, frente às ações de controle executadas pelos proprietários, ou pelas formas adotadas de manejos do rebanho. A predação foi causa importante de mortalidade em uma das propriedades. Aparentemente, está relacionada à maior quantidade de cordeiros nos potreiros ($r_s=0.92$, $\alpha=0,05$). A predação dos graxains foi maior ($G=19,95$; $\alpha<0,05$) em cordeiros com até 24 horas de vida. Não houve diferença significativa entre cordeiros com vitalidade comprometida e cordeiros sadios. Isto pode ser explicado pelo inexpressivo comportamento de defesa dos ovinos. O número de cordeiros mutilados pós-morte não foi diferente ($G=3,21$; $\alpha>0,05$) do número de cordeiros predados, portanto, os cálculos sobre o total das perdas por predação efetuados pelo homem do campo podem conter dois tipos de erros: o primeiro é o de superestimar a predação por incluir ao total os cordeiros comidos pós-morte; o segundo, por subestimar a predação ao excluir os cordeiros predados, não comidos e sem sinais externos de predação. O primeiro erro é o mais frequente e de maior magnitude. Os resultados não permitem caracterizar os graxains como importantes predadores de cordeiros.

ABSTRACT

The predatory action of the *Pseudalopex gymnocercus* (Pampas gray fox) and of the *Cerdocyon thous* (Crab-eating fox) on lambs was monitored from July to September 1994 in six ranches of the Campanha Physiographic Region, Rio Grande do Sul State, Brazil. It encloses Bagé, Hulha Negra and Candiota counties. One hundred and sixty seven lambs were necropsied. Forty nine alive lambkins were killed by predators: 28 of them by the two referred canids. The largest the number of lambs available, the largest was seen to be the predation intensity by the two species of foxes ($r_s=0.92$ and $p<0.05$). The age of 24 hours for lambs was found to be the preferred age for predation by both species. No significant difference resulted of the comparison between the intensity of predation on healthy and non-healthy lambs by the two especies. This may be explained by the weak or absent defense behavior observed among lambs. The number of "post-mortem" eaten lambs did not show significant difference ($p > 0.05$) when compared to that of lambs preyed actively. The results did not support the characterization of the two foxes species as significant lamb predators. Therefore it is not necessary to advocate the populations control of the *P. gymnocercus* and *C. thous*.

KEYWORDS: *Pseudalopex gymnocercus*. *Cerdocyon thous*, Foxes predation on lambkins. Southern Brazil, Mammalia, Canidae.

[1]Colaborador Depto. Zoologia Universidade Federal do Rio Grande do Sul
[2]Depto. Zoologia Universidade Federal do Rio Grande do Sul. mfabian@vortex.ufrgs.br
[3]Depto. Zoologia Universidade Federal do Rio Grande do Sul. meneghet@vortex.ufrgs.br

INTRODUÇÃO

O estado do Rio Grande do Sul segundo o último censo agropecuário, ano de 1996, possui cerca de 5,08 milhões de cabeças de ovino, que corresponde a 36,41 % do rebanho nacional, respondendo pela quase totalidade da produção de lã (IBGE, 1998).

Na América do Sul, a perda de cordeiros por predação é atribuída, tanto aos graxains, quanto a algumas aves. Os principais trabalhos sobre o tema foram realizados na Argentina, por Bellati *et al.* (1982), Bellati (1985); Bellati & Von Thüngen (1988) com estudos sobre predação em cordeiros, na Provincia de Río Negro, e na Terra do Fogo. Os principais predadores na região, são: o "zorro colorado" (*Pseudalopex culpaeus*); o "zorro gris" (*Pseudalopex griseus*) e o cão-doméstico (*Canis familiaris*).

No Rio Grande do Sul ocorrem duas espécies de graxains, o graxaim-do-campo, *Pseudalopex gymnocercus* (Fischer, 1814) e o graxaim-do-mato, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766).

Riet-Correa *et al.* (1987), consideram a predação como uma causa importante de morte de cordeiros, recomendando o controle de graxains. A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1984a, b), também recomenda o controle de predadores antes do período de parição da ovelhas.

Para Mendez *et al.* (1982), a predação primária foi importante somente em uma propriedade, onde chegou a 13 %. Nas outras 15 propriedades, variou entre zero e 4,5 %.

Segundo Oliveira & Barros (1982) que necropsiaram 200 cordeiros, no município de Uruguaiana, a causa de morte mais importante foi o complexo inanição-exposição, com 78,5 %; enquanto a predação, foi de 4,5 %.

No Rio Grande do Sul, inexistem estudos específicos sobre predação em ovino, pois o tema tem sido tratado superficialmente, sem a identificação dos predadores e sem que se investiguem como agem e quais os fatores que determinam maior ou menor predação.

O presente trabalho pretende contribuir com respostas às seguintes perguntas: 1. no subtrópico brasileiro, *P. gymnocercus* e *C. thous* se alimentam de cordeiros? 2. se afirmativo, os comem na condição de carniça ou matam o cordeiro? 3. se o constatado coincidir com a última alternativa, em que estado de vitalidade se encontra o cordeiro predado? 4. o que representa a perda por predação na produção de cordeiros? 5. qual é a proporção entre cordeiros predados e comidos pós-morte?

MATERIAIS E METODOS

A partir de informações obtidas em órgãos técnicos que atuam junto a ovinocultores no Estado do Rio Grande do Sul, selecionaram-se seis propriedades rurais nos municípios de Bagé, Hulha Negra e Candiota que manifestavam perda de cordeiro por predação. Tomaram-se como amostras, 1.468 cordeiros nascidos e que permaneceram em áreas conhecidas, durante o período de parição. O trabalho de campo foi efetuado de 20 de julho a 23 de setembro de 1994, com visitas semanais. Realizaram-se 167 necropsias, segundo a técnica de McFarlane (1965), com as modificações propostas por Haughey (1973a, b), através das quais se determinaram o momento (antes, durante ou após o parto) da morte do cordeiro e as causas da mortalidade, com ênfase nos que apresentavam sinais de predação.

Os principais procedimentos adotados nas necropsias foram: 1) exame dos sinais externos; 2) retirada total da pele para verificar a presença e tipo de ferimentos, com ou sem hemorragia; 3) abertura das cavidades abdominal e torácica para verificar condições dos órgãos internos 4) abertura da caixa craniana e fossas nasais por meio de um corte longitudinal para verificar a existência ou não de hemorragia nas meninges e/ou nas fossas nasais.

Para identificar os predadores utilizaram-se critérios de Rowley (1970), Wade & Bowns (1982), Bowland *et al.* (1992), Bellati & Von Thungen (1988), Von Thungen (com. pes.) e Riet Corrêa (com. pes.) e dos próprios autores. Para graxains foram considerados como critérios principais: a) perfurações típicas de dentes caninos, preferencialmente nas regiões do pescoço, cuja distância entre os dentes superiores não ultrapassasse 30 mm; b) quando o ataque fosse no pescoço, ocorresse mais frequentemente na garganta, c) cavidade abdominal e/ou torácica aberta, com conteúdo comido; d) poucas mordidas, raramente com dilaceração de tecido por mastigação.

Para definir os tipos de predação, foram seguidos os critérios e definições sugeridas por Bellati (1985); McFarlane (1964) e próprias dos autores: a) "predação do tipo primária" - é a morte de um cordeiro viável, cuja única causa, revelada pelo exame, são os ferimentos fatais produzidos pelo(s) predador(es); b) "predação do tipo secundária" - compreende a morte de um cordeiro, cuja viabilidade é duvidosa, pela presença de sinais de debilidade, que o predispõe ao ataque de predadores; c) "predação indeterminada" - cordeiros predados,

porém sem condições de se determinar se houve predação primária ou secundária; d) "mutilação pós-morte" ou "predação aparente" - mutilação de animais mortos por outras causas. O critério usado para diferenciar os animais predados dos mutilados pós-morte foi a presença ou não de hemorragia nos ferimentos. Equivale ao tipo "predação pós-morte" usado por autores com Mendez *et al.* (1982) Belatti (1985) e outros.

A idade e o momento da morte foram determinados seguindo o proposto por McFarlane (1965) e Mendez *et al.* (1982).

Para averiguar a existência de diferenças estatisticamente significativas: 1) quanto a intensidade dos ataque dos graxains; 2) quanto a idade dos cordeiros predados; 3) quanto aos tipos de predação; 4) quanto a presença ou não de sinais externos de predação nos cordeiros predados entre as propriedades rurais selecionadas; aplicou-se o teste de heterogeneidade G. Quando esse evidenciou diferenças significativas, aplicou-se o teste não-paramétrico de Comparações Múltiplas (Zar, 1974), para identificar que categorias eram significativamente diferentes. Fixou-se o nível de significância de 0,05 para todos os testes.

Para provar a existência de correlação entre a quantidade de cordeiros nos potreiros e o número de cordeiros predados por graxains em uma das propriedades, aplicou-se o Coeficiente de Correlação por Postos de Spearman (Siegel,1977).

"Mangueira é um grande curral de gado, de pedra ou de madeira, junto ao edifício da estância." (Buarque de Holanda, 1986). "Potreiro". segundo o mesmo autor, refere-se a "... um lugar cercado, pouco extenso, nos arredores duma estância no qual se guardam os animais empregados nos trabalho quotidianos e os animais doentes que necessitam cuidados diários."

RESULTADOS

Nas seis propriedades estudadas, acompanharam-se 1.468 nascimentos de cordeiros. Desta amostragem, necropsiaram-se 167 cordeiros, dois quais 93 apresentaram lesões e/ou mutilações, sendo 49 com características de predação, evidenciadas por hemorragias típicas.

Os principais predadores identificados por meio das necropsias foram graxains, cães e aves. Dos 49 cordeiros com características de predados, 28 deles o foram por graxains *Pseudalopex gymnocercus* (Fischer, 1814) e *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766).

A ação predatória dos graxains sobre cordeiros vivos, deu-se em cinco das seis propriedades rurais estudadas. Através do teste de heterogeneidade, encontrou-se diferença significativa (G=25,52; a<0,05), quando se comparou a intensidade dos ataques dos graxains entre as propriedades. Foi possível diferenciar dois conjuntos de propriedades: o primeiro conjunto onde a ação predatória foi mais intensa, formado pelas propriedades A, B e C e o segundo, pelas propriedade D, E e F (Fig. 1).

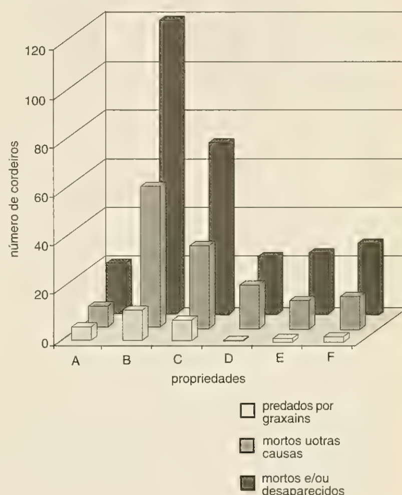


FIGURA 1. Número de cordeiros predados por graxains, mortos por outras causas e/ou desaparecidos, em seis propriedades rurais nos municípios de Bagé, Candiota e Hulha Negra, RS. Br. Julho-setembro 1994.

Comparando-se as perdas de cordeiros predados por graxains com o total de cordeiros mortos e/ou desaparecidos, verifica-se que os dados mais expressivos foram os da propriedade A. Nela o total de cordeiros predados (cinco) representou um quarto dos cordeiros perdidos (20).

Quanto à idade dos cordeiros predados pelos graxains (Fig.2) observa-se um maior número de cordeiros mortos no período pós-parto imediato. O teste estatístico de heterogeneidade revelou diferença significativa entre as classes de idade (G=19,95 $\alpha<0,05$). Dos 28 casos de predação de cordeiros, sete possuíam idade superior a três dias e, somente um, superior a sete dias.

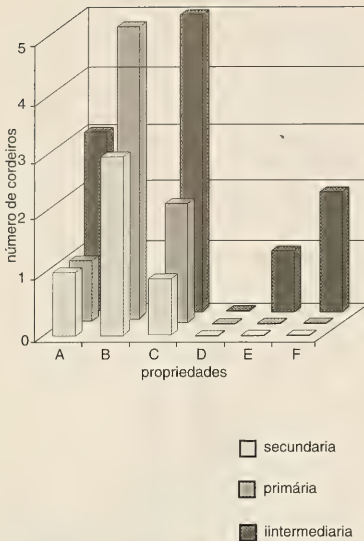


FIGURA 2. Número de cordeiros predados por graxains, de acordo com a classe de idade, em seis propriedades rurais nos municípios de Bagé, Candiota e Hulha Negra, RS. Br. Julho-setembro 1994.

Na propriedade B, CPPSUL/EMBRAPA (Centro de Pesquisa de Pecuária dos Campos Sul Brasileiros / Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária) compararam-se o número total de cordeiros, com idade de até duas semanas, presentes nos potreiros, com os cordeiros predados (Tab I). Tomaram-se os dados em duas séries, sendo a primeira o número de cordeiros nos potreiros e a segunda o número de cordeiros predados por graxains. Determinou-se o Coeficiente de Correlação por Postos de Spearman, e obteve-se r_s =0,92 (α=0,05). Os resultados sugerem haver correlação entre o número de cordeiros com até duas semanas de idade, e o número de cordeiros predados por graxains.

TABELA I. Número de cordeiros com idade de até duas semanas, e cordeiros predados por *Pseudalopex gymnocercus* e de *Cerdocyon thous* nas quatro semanas de amostragem na propriedade B. Bagé, RS. Br. Julho-agosto 1994.

Semanas de amostragem	Total de cordeiros	Cordeiros predados
Primeira	91	0
Segunda	223	3
Terceira	222	3
Quarta	102	1

Ao compararem-se os três tipos de predação, primária, secundária ou indeterminada, através do teste de heterogeneidade, não se observou diferença significativa (G=5,525 α>0,05). Portanto, não parece haver ação seletiva no ato de predar dos graxains: predam igualmente os cordeiros viáveis e não viáveis. A indicação é de que os graxains predam os cordeiros independentemente de sua viabilidade (Fig. 3).

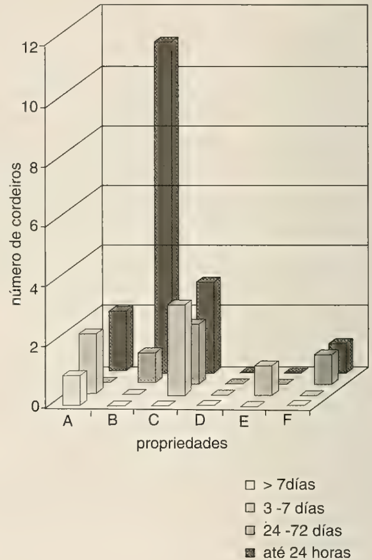


FIGURA 3. Número de cordeiros predados por *Pseudalopex gymnocercus* e de *Cerdocyon thous*, segundo três tipos de predação, em seis propriedades rurais nos municípios de Bagé, Candiota e Hulha Negra, RS. Br. Julho-setembro 1994.

A análise do total de cordeiros predados, incluindo todos os predadores e a presença ou não de sinais externos nos cordeiros necropsiados, possibilita comparar os resultados do presente trabalho, com a avaliação que usualmente faz o homem de campo (Fig.4). Os resultados foram obtidos em cinco das seis propriedades (propriedade F não foi avaliada).

Dos 93 cordeiros que apresentaram algum tipo de lesão, 47 (50,54 %) foram atacados quando estavam vivos. Em 14 necropsias, não foi possível determinar se foi predação ou mutilação de cadáver.

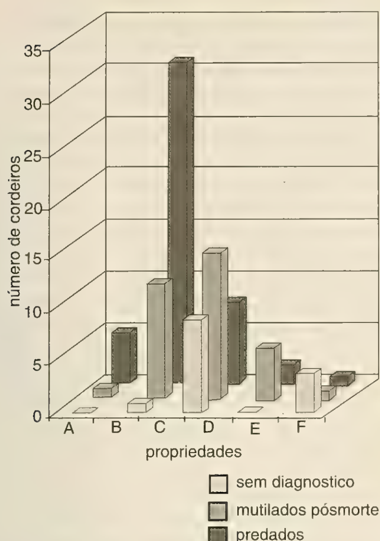


FIGURA 4. Número de cordeiros predados, mutilados pós-morte ou sem diagnóstico, em cinco propriedades rurais nos municípios de Bagé, Candiota e Hulha Negra, RS. Br. Julho-setembro 1994.

Através da análise estatística dos dados, verificou-se que não houve diferença significativa (G=3,22 α>0,05) entre os totais de predação e a mutilação pós-morte (predação aparente). Portanto, o número de cordeiros predados foi semelhante aos comidos pós-morte.

DISCUSSÃO

A partir da variação na intensidade de ataque dos graxains, pôde-se agrupar as seis propriedade em dois conjuntos. O primeiro onde os ataques dos graxains foi mais intenso e o segundo onde foi inexpressivo ou inexistente. Esses dois conjuntos sugerem comportamentos diferentes dos predadores, frente às ações de controle dos mesmos, executadas pelos proprietários, ou ainda, pelas formas de manejo do rebanho adotadas em período de parição ovina.

Nas propriedades rurais A, B e C, primeiro conjunto, a parição das ovelhas deu-se de modo tradicional ou seja, as ovelhas parem em potreiros, próximos à sede da propriedade. São propriedades de tamanho médio e grande, que não adotaram a captura prévia de graxains como forma de reduzir a pressão de predação sobre os cordeiros.

As propriedades rurais D, E e F, o segundo conjunto, são de médio ou pequeno porte, com intensa atividade de homens e cães no campo. Diariamente, a propriedade F reunia as fêmeas grávidas em período de parição, nas mangueiras (encerras) junto à sede. A propriedade E de tamanho médio, tendo a ovinocultura como principal atividade econômica, investiu muito em captura de graxains como prevenção.

A prática adotada pela propriedade F, de reunir o rebanho em uma pequena mangueira próximo à sede da propriedade, foi em resposta ao alto índice de perdas de cordeiros por predação, em anos anteriores. Apesar dos inconvenientes dessa prática, o proprietário está satisfeito com os resultados. Outra propriedade rural adjacente, adotou a reunião do rebanho ovino em encerras pequenas, porém longe da sede da propriedade com resultados satisfatórios. Segundo este proprietário "basta que se juntem também as ovelhas que não pariram ainda, para que o rebanho tornando-se maior, confira mais proteção aos cordeiros, em relação ao ataque de graxains". O sucesso desta prática, pode ser explicado segundo Gluesing & Balph (1980), pela associação que há entre a posição das ovelhas e cordeiros no rebanho e a predação por coiotes. Ovelhas lentas ou doentes foram observadas na periferia do dormitório e seus cordeiros, como resultado deste posicionamento, foram mais predados. Os referidos autores concluem que a predação em ovelhas domésticas por coiotes, aparentemente está mais influenciada pela contingência dos cordeiros estarem na periferia do dormitório, do que pelo seu padrão de atividade.

A concentração de ovinos durante o período de parição, também pode determinar a concentração dos predadores. De acordo com os relatos de dois proprietários, fez-se uma tentativa, em anos anteriores, de concentrar as ovelhas em um potreiro pequeno, próximo à sede da propriedade. Os resultados foram opostos aos esperados, pois houve aumento da predação.

É provável que a discrepância dos resultados seja conseqüência das características do tipo do local usado para a concentração de ovelhas. Quando a concentração é feita em potreiros, os cordeiros tornam-se vulneráveis à predação. Porém, quando ela é feita em encerras pequenas, tipo mangueiras, parece haver inibição da ação dos predadores.

Quando se relaciona o número de cordeiros predados com a idade, observa-se que o maior número de cordeiros mortos se dá no período pós-parto imediato. Estes dados corroboram os de Oliveira & Barros (1982) que constataram que a classe de idade

dos cordeiros preferida pelos predadores, situava-se entre as 24h e o fim da primeira semana de vida.

Um cordeiro de maior idade, não só é mais ágil, ao considerar-se a fuga como único meio de defesa, mas tem maior porte, o que dificulta a predação. *P. gymnocercus* e *C. thous* são espécies de pequeno tamanho e é de se esperar que escolham cordeiros pequenos.

Os resultados do presente trabalho são diferentes dos obtidos na Argentina. Bellati (1985), compilando dados de 1979, 1980 e 1981, sugeriu que, aparentemente, não existe uma idade determinada ou de maior vulnerabilidade para a predação, e que seus dados corroboram os de outros autores argentinos. É provável, entretanto, que a explicação para tal divergência esteja na diferença entre os predadores. *P. culpaeus*, é o principal predador de cordeiros na Patagônia argentina. É um canídeo de maior porte, do que *P. gymnocercus* e *C. thous*, com dieta mais especializada em carne e muito mais agressivo do que outros canídeos sul-americanos (Crespo & De Carlo, 1963; Jaksíc *et al.* 1983; Johnson & Franklin, 1994; Romo, 1995).

Outro fator que pode alterar esta relação presa/predador, quanto à seleção de idade e tamanho da presa, é a disponibilidade de alimentos alternativos. Segundo Wade & Bowns (1982), canídeos podem predar animais domésticos e geralmente o fazem somente sobre animais pequenos, particularmente cordeiros. Em circunstâncias especiais, de alimento muito limitado, podem atacar ovelhas e cabras adultas. Embora não possuam força para imobilizá-las, acabam matando por repetidas mordidas. Porém esse não parece ser o caso, dado a grande disponibilidade de carniça na região e o hábito carniceiro dos graxains.

Na associação entre a predação por graxains e a vitalidade dos cordeiros, os dados do presente trabalho são semelhantes aos encontrados por Bellati (1985), que investigou a predação por *P. culpaeus* e *P. griseus* no noroeste da Provincia de Río Negro, Argentina. O autor diagnosticou que 20,84 % da predação foi do tipo primária; 27,71 % do tipo secundária e em 12,04 % dos casos não foram determinados os tipos de predação (n=83).

Entre os autores que estudaram o tema no Rio Grande do Sul, somente Mendez *et al.* (1982), que diferenciam os tipos de predação, constataram que em 16 propriedades situadas nos municípios de Bagé, Pelotas e Santa Vitória do Palmar, a predação primária foi importante em uma localidade, onde chegou a 12,9 % (dados conjuntos de quatro estabelecimentos). Nas outras propriedades, a predação primária variou entre zero e 3,8 %. Como a maioria dos casos foi de predação secundária ou "predação pós-morte", os autores concluiram que a predação não era uma causa importante de mortalidade. Os resultados gerais para 485 cordeiros foram: predação primária 2,4 %, predação secundária 3,0 % e predação não classificada 2,8 %.

Bellati & Von Thungen (1988), põem em dúvida a importância dos fatores debilitantes em cordeiros, como forma de predispô-los à predação. Através de outros meios, os dados do presente estudo favorecem a hipótese de que os fatores debilitantes não predispõem a predação.

Na maioria das propriedades, a ação contra predadores é desencadeada a partir de avaliações de "predação aparente", tidas como predação verdadeira. Sabe-se que muitos cordeiros comidos pós-morte assemelham-se em seu aspecto geral, aos predados. Em algumas propriedades, a "predação aparente" foi alta, como é o caso da propriedade D, onde dos sete cordeiros com sinais de predação, cinco foram por predação aparente. Caso semelhante ocorreu na propriedade C, onde, de 31 cordeiros, 14 morreram de outras causas e foram comidos "*a posteriori*". O esclarecimento adequado sobre a causa da morte é relevante, a fim de evitar-se a avaliação equivocada sobre predação de cordeiro que usualmente é feita pelo homem do campo. Ele tende a superestimar essa causa de morte, quando há uma intensa ação dos comedores de carniça.

A determinação do total das perdas de cordeiros por predação efetuadas pelo homem do campo podem conter dois tipos de erros: o primeiro, e possivelmente o mais freqüente, é o de superestimar a predação, quando computa os cordeiros comidos pós-morte; o segundo, é o de subestimar a predação, quando não considera como tal os cordeiros predados por graxains e que não apresentam vestígios externos de predação, como hemorragia, dilaceração do cadáver entre outras características.

No presente trabalho, tomando-se dados de cinco propriedades, estimou-se o total de cordeiros predados, em 47. Na avaliação feita pelos proprietários, que usam sinais externos (critério mais utilizado), a predação foi de 86 cordeiros. (40 com sinais externos, 32 comidos pós-morte e 14 sem diagnóstico por mutiliação excessiva). Superestimaram a predação em 53,19 % (25 em 47), mesmo ao excluir-se aqueles sem diagnóstico da avaliação.

CONCLUSÕES

1. A predação de cordeiros ocorreu praticamente em todas as propriedades rurais estudadas, cinco em

seis, sendo que em uma delas a mortalidade foi expressiva.

2. Aparentemente, para a predação exercida pelos graxains é mais importante a idade precoce do cordeiro, até 24 horas, do que o grau de comprometimento de sua vitalidade. Acredita-se que isto seja decorrente do inexpressivo comportamento de defesa dos ovinos. A baixa capacidade de fuga dos cordeiros, nas primeiras horas de vida, facilita a sua captura, independentemente de ser um cordeiro saudável, ou não. A seleção se dá também segundo o tamanho do cordeiro. Esses dois atributos estão associados à idade. As primeiras 24 horas de vida são o período crítico para a sobrevivência dos cordeiros. Isto deve ser considerado diante da necessidade de se tomar alguma ação preventiva.

3. Na propriedade onde a predação foi significativa, a ação dos graxains, aparentemente esteve correlacionada ao número de cordeiros existentes nos potreiros.

4. Reunir o rebanho de ovelhas em encerras de tipo mangueiras, aparentemente inibe a predação pelo efeito de grupo, mesmo estando distantes das sedes das fazendas. Entretanto, o efeito poderá ser o oposto se o rebanho for concentrado em potreiros.

5. O número total de cordeiros predados e os comidos pós-morte não diferem significativamente. É evidente as dificuldades de se avaliar predação, sem necropsia adequada.

6. A avaliação da predação, sem a necropsia, induz a dois tipos de erros: o primeiro, é quando se superestima o total de cordeiros predados, ao considerar-se como tal, o grande número dos que foram comidos pós-morte; o segundo, quando se subestima a quantidade de cordeiros predados por não apresentarem sinais externos de predação. Entre os dois erros, o do primeiro tipo é o mais freqüente e de maior magnitude, em decorrência do grande número de cordeiros comidos pós-morte.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Prof. Ms. Cláudio Marques Ribeiro pelas idéias, incentivo e do apoio da EMATER (Associação Rio Grandense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural); ao Centro de Pesquisa de Pecuária dos Campos Sul Brasileiros CPPSUL/ EMBRAPA – Bagé; aos colegas e amigos do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul; ao Vet. Franklin Riet-Correa e sua equipe; à mestra Julieta von Thungen, do Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuaria, Bariloche, Argentina, e ao Prof. Ms Demétrio Guadagnin pelos ensinamentos e pelas importantes contribuições teóricas. Nosso preito de gratidão aos proprietários, Vet. Cláudio Falcão de Azevedo e Eng. Agr. Carlos Hoffmeister Netto pelo apoio logístico de campo e valiosas informações.

BIBLIOGRAFIA

Bellati, J. 1985. La depredación como causa de mortalidad de corderos en el Noroeste de la Provincia de Río Negro. Idia 429-432.

Bellati, J., J.M. Pueyo & A. Catalono. 1982. Importancia de la Depredacion sobre Corderos en Tierra del Fuego:dados preliminares. Informe para lo gobernación del Territorio Nacional de Tierra del Fuego. Bariloche, INTA. 10 pp.

Bellati, J. & J. Von Thungen. 1988. Mortalidad de corderos de hasta dos meses de edad en el Oeste de la Provincia de Rio Negro. Revta. Argent. Prod. Anim. 8(4): 359-363.

Buarque de Holanda, A. 1986. Novo Dicionário da Língua Portuguesa. Nova Fronteira S.A 2ª Ed.Rio de Janeiro, Brasil. 1.838 pp.

Bowland, A.E., M.G.L. Mills & D. Lawson. 1992. Predators and farmers. Endangered Wildilife Trust, 51 pp.

Crespo, J.A. & J.M. De Carlo. 1963. Estudio ecológico de una población de zorros colorados *Dusicyon culpaeus culpaeus* (Molina) en el oeste de la Provincia de Neuquén. Revta Mus. Argent. Cienc. Nat. Bernardino Rivadavia. Ecol. 1(1): 1-55.

EMBRAPA. 1984a. Programa integrado de pesquisa agropecuária no Rio Grande do Sul. Pesquisa, 124: 1-2.

EMBRAPA. 1984b. Programa integrado de pesquisa agropecuária no Rio Grande do Sul. Pesquisa, 125: 1-2.

Gluesing, E.A. & D.P. Balph. 1980. Behavioral patterns of domestic sheep and their relationship to coyote predation. Applied Animal Ethology 6: 315-330.

Haughey, K.G. 1973a. Cold injury in newborn lambs. Aust. Vet. J. 49: 554-563.

Haughey, K.G. 1973b. Vascular abnormalities in the central nervous system associated with perinatal lamb mortality. I.Pathology. Aust. Vet. J. 49: 1-8.

IBGE. 1998. Censo Agropecuário 1995 – 1996, n. 22, Rio Grande do Sul. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, Brasil. 323 pp.

Jaksic, F.M., J. Yañez & J.R. Rau. 1983. Trophic relations of the southernmost populations of *Dusicyon* in Chile. Journal of Mammalogy 4(4): 693-697.

Johnson, W.E. & W.L. Franklin. 1994. Role of body size in the diets of sympatric gray and culpeo foxes. Journal of Mammalogy 75(1): 163-174.

McFarlane, D. 1964. The effects of predators on perinatal lamb losses in the Monaro, Oberon and Canberra districts. Wool Technol. Sheep Breed 11: 11-14.

McFarlane, D. 1965. Perinatal lamb losses. An autopsy method for the investigation of perinatal losses. New Zealand Veterinarian Journal 13: 116-135.

Mendez, M.C., F. Riet-Correa, J. Ribeiro, A. Selaive & A. L. Schilhd. 1982. Mortalidade perinatal em ovinos nos municípios de Bagé, Pelotas e Santa Vitória do Palmar, Rio Grande do Sul. Pesq. Vet. Bras. 2(2): 69-76.

Oliveira, A.C. & S.S. Barros. 1982. Mortalidade perinatal em ovinos no Município de Uruguaiana, Rio Grande do Sul. Pesq. Vet. Bras. 2(1): 1-7.

Riet - Corrêa, F., A. Selaive & S.S. Barros. 1987. Mortalidade perinatal em ovinos no Rio Grande do Sul: 162-169, *In* Coletânea Das Pesquisas: Ovinos. Vol. 4. EMBRAPA, Bagé

162-169.
Romo, M.C. 1995. Food habits of the Andean fox (*Pseudalopex culpaeus*) and notes on the moutain cat (*Felis colocolo*) and puma (*Felis concolor*) in the Río Abiseo National Park, Perú. Mammalia, 59(3): 335-343.
Rowley, I. 1970. Lamb predation in Australia: incidence, predisposing conditions, and the identification of wounds. CSIRO Wildl. Res. 15: 79-123.
Siegel, S. 1977. Estatística Não-paramétrica: para as Ciências do Comportamento. McGraw-Hill, São Paulo. Brasil. 350 pp.
Wade, D. & J. Bowns. 1982. Procedures for Evaluating Predation on Livestock and Wildlife. A & M University System, Dallas. USA. 42 pp.
Zar, J.H. 1974. Biostatistical Analysis. Prentice-Hall International. London. 620 pp.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 59-67, 2001

PRIMER INVENTARIO DE LOS ANIMALES VERTEBRADOS DEL PARQUE NACIONAL SAN GUILLERMO (PROVINCIA DE SAN JUAN, REPUBLICA ARGENTINA)

First vertebrate inventory of San Guillermo National Park (San Juan Province, Argentina Republic)

EDUARDO HAENE[1], ÁLVARO MONTAÑEZ[2], ALEJANDRO CARRIZO[2], GUILLERMO BODRATI[1], JULIETA BONO[1], GUILLERMO KRAUSS[1], EMILSE MÉRIDA[1], CLAUDIA NARDINI[1], ROSANA RODRÍGUEZ[1], JUAN JONES[1] Y ALEJANDRA PÉREZ[1]

RESUMEN

El Parque Nacional San Guillermo, creado en 1998, está ubicado en el extremo norte de la provincia de San Juan, en el noroeste de la Argentina, con una superficie de 170.000 hectáreas, conformando una parte de la Reserva de la Biosfera San Guillermo que tiene en total 860.000 hectáreas.

El primer inventario de los animales vertebrados del Parque Nacional San Guillermo fue realizado en forma conjunta entre personal del área y técnicos voluntarios de Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata. Se basa principalmente en el trabajo de ocho campañas entre 1995 y 2000.

Se detectó la presencia de 82 especies: 1 pez, 1 anfibio, 5 reptiles, 59 aves y 16 mamíferos; de las cuales 34 se citan por primera vez para el parque nacional (tampoco figuraban para la reserva de la biosfera), lo cual se estima como un indicio del conocimiento incipiente de los elencos de vertebrados del área, en especial en aves.

La mayor parte de las especies fue registrada en los cordones montañosos y grandes llanos, que son bastante similares y abarcan en conjunto más del 90% de la superficie del parque nacional. Las quebradas del monte contienen un grupo de especies bien distintas a las de altura, con el porcentaje mayor de animales exclusivos.

Los cordones montañosos poseen el mayor número de especies registradas, dado que contienen todas las comunidades vegetales de altura y condiciones favorables para la vida de muchos vertebrados.

La fauna predominante en el parque es la típica de las provincias biogeográficas Altoandina y Puneña, perteneciente al dominio biogeográfico Andino-patagónico.

La instrumentación completa del Parque Nacional San Guillermo permitirá mejorar significativamente la conservación de los vertebrados silvestres de la Argentina. Se protegen aquí poblaciones de ocho especies de vertebrados no amparados en el resto del sistema de parques nacionales, entre los que se destaca la vicuña, de gran valor emblemático.

La detección de los elencos de vertebrados originales completos y el bajo número de exóticas, deben ser considerados indicadores adicionales del buen estado de conservación del área.

ABSTRACT

San Guillermo National Park, created in 1998, in extreme NW San Juan province in Argentina, covers an area of 170.000 hectares, it is a part of San Guillermo Biosphere Reserve of 860.000 hectares.

The first vertebrate inventory of San Guillermo National Park was the joint effort of National Park employees and volunteers of Aves Argentina/ Asociación Ornitológica del Plata. It is based primarily on the results of field trip of the eight expedition since 1995 to 2000.

82 species of vertebrate were recorded: 1 fish, 5 reptiles, 59 birds, 16 mammals. 34 of there were new for the area (Biosphere Reserve and National Park), demonstrative the little knowledge there was about the area, especially in birds.

The greatest number of species was recorded in the mountain chains and extensive flats, over 90 % of the surface of the National Park. The deep valleys with Monte contain species very different from these of the heights, with a higher percentage of species particular to that vegetation type.

The mountain chains have the largest number of species recorded since they contain all the upland vegetation communities and favourable conditions for many vertebrates.

The dominating fauna of the National Park is that which is typical of the High Andean and Puna biogeography regions.

Inclusion of this National Parks allows for a significant improvement the conservation of Argentina's wildlife. Population of eight vertebrate species not otherwise protected in the rest of

[1] Aves Argentinas. Asociación Ornitológica del Plata, 25 de Mayo 745 2° 6 (1.002 ABO) Buenos Aires, Argentina. E-mail: haene@avesargentinas.org.ar e info@avesargentinas.org.ar

[2] Parque Nacional San Guillermo, Oficina Correo Argentino (5.465) Rodeo, Departamento Iglesia, Provincia de San Juan, Argentina

the National Park system are found here. Chief amongst then is the Vicuña, an emblematic species.

Good numbers of the native fauna and scarcity of exotic species must be considered further indications of the healthy state of the area's conservation.

KEYWORDS: Vertebrate inventory. National parks, Argentina, San Guillermo Biosphere Reserve.

INTRODUCCION

El conocimiento de la flora y la fauna de un área natural protegida son elementos primarios indispensables para valorarla correctamente y planificar su manejo. A su vez, la importancia obtenida por la diversidad biológica en el mundo, dentro del contexto de desarrollo sustentable, ha despertado un renovado interés por su conservación. La Argentina se ha comprometido formalmente a velar por este patrimonio natural del planeta y uno de sus aportes más concretos lo constituye su sistema de parques nacionales.

San Guillermo fue declarado reserva provincial en 1972, y a partir del 17 de febrero de 1981 constituye también una Reserva de la Biosfera, contando en la actualidad con una superficie aproximada de 860.000 hectáreas. En diciembre de 1998 un sector de 170.000 hectáreas de la reserva provincial se transforma en parque nacional, manteniéndose dentro de la Reserva de la Biosfera.

Dada su reciente creación, aún no se contaban con prospecciones del elenco de vertebrados del parque nacional, tal como existen para aves y mamíferos del resto de este sistema de áreas naturales protegidas (Heinonen Fortabat y Chebez, 1997; Chebez *et al.*, 1998).

El inventario de los vertebrados del Parque Nacional San Guillermo permitirá contar con una base técnica para analizar el aporte de esta área al sistema de parques nacionales de la Argentina.

Area de Estudio

El Parque Nacional San Guillermo se encuentra en el noroeste de la Argentina, sobre el extremo norte de la Provincia de San Juan, dentro del departamento Iglesia. Posee un solo refugio, Agua del Godo, en el centro-oeste del parque (29°14'35''S; 69°21'15''W).

El parque se ubica en el macizo andino dentro de la Cordillera Frontal, con dos grandes unidades morfológicas: montañas y llanos. Dentro de los primeros, la máxima altura es el cerro Imán (4.200 ms.n.m.), y entre los segundos se encuentran los principales llanos de la región, como el de San Guillermo y el de Los Leones (3.000-3.5000 m). La temperatura media anual es de –5° C en las partes altas y de 5° C en las zonas más bajas del este, con precipitaciones escasas (100-400 mm anuales) y vientos fuertes predominantes del oeste (Cajal *et al.*, 1981).

Las cuatro asociaciones ambientales descriptas por Cajal *et al.* (1981) para la Reserva de la Biosfera San Guillermo se encuentran representadas en el parque nacional. Se trata de: cordones montañosos, incluyen también llanos pequeños, entre los 3.100 y 4.200 m de altura, provincias biogeográficas puneña y altoandina; grandes llanos, entre los 3.000 y 4.200 m de altura, provincias biogeográficas puneña y altoandina, marginalmente también el monte; quebradas de monte, entre los 2.100 y 3.100 m de altura, provincia biogeográfica del monte; altas cumbres, por encima de los 4.200 m de altura, provincia biogeográfica altoandina.

Los cordones montañosos y grandes llanos, ocupan aproximadamente el 90 % del parque. Las altas cumbres están escasamente representadas por los pisos superiores de unos pocos cerros, como el Imán. Esta unidad no fue bien relevada en el parque hasta el momento.

Las quebradas del monte están marginalmente presentes en la reserva de biosfera y el parque nacional, ocupando los sectores más bajos del sudeste.

La vegetación de la región se encuentra caracterizada en Hunziker (1952); brindan detalles adicionales Hosseus (1916), Pérez Moreau (1935) y Haene *et al.* (2000).

Para la región, el único pez registrado para la cuenca del río San Guillermo-Jáchal es *Hatcheria macraei* (Arratia *et al.*, 1983). Para la zona cordillerana donde se ubica el parque solo está mencionada una especie de anfibio: *Bufo spinolosus* (Cei, 1980; Cei *et al.*, 1983; Ávila *et al.*, 1998).

En lo que respecta al conocimiento faunístico del área en particular, las prospecciones herpetológicas posibilitaron describir dos reptiles endémicos del lugar (Cei *et al.*, 1983). Existe material colectado en la zona del parque de cuatro reptiles: *Pristidactylus scapulatus*, *Phymatura punae*, *Liolaemus elongatus* y *Liolaemus eleodori* (Ávila *et al.*, 1998). De su avifauna hay un trabajo regional donde figura el mayor aporte sobre las especies del lugar (Cajal, 1998) e información complementaria en Cajal *et al.* (1981), Cajal (1988) y Haene y Montañez (1996). De los mamíferos se han publicado trabajos particulares de San Guillermo sobre

predación de puma (Cajal y López, 1987), un roedor: *Neotomys ebriosus* (Bárquez, 1983), vicuñas y guanacos (Cajal, 1989; Cajal y Ojeda, 1994; Cajal y Bonaventura, 1998a). Además el inventario mastozoológico más completo se vuelca en un artículo sobre densidad, biomasa y diversidad de mamíferos en la Puna y Cordillera Frontal (Cajal y Bonaventura, 1998b).

Los inventarios faunísticos recopilados en el documento del sistema de áreas protegidas de la Provincia de San Juan registran 77 vertebrados para San Guillermo: 5 reptiles, 63 aves y 9 mamíferos; además se detectaron cuatro especies más en las zonas aledañas: un anfibio y tres aves (Anónimo, 1991).

Dentro de las salidas efectuadas por el personal de la Administración de Parques Nacionales, se cuenta con los resultados de dos prospecciones previas a la creación del parque nacional (Haene *et al.*, 1997), las cuales son consideradas en este trabajo.

METODOS

Se realizaron ocho campañas entre 1995 y 2000, abarcando los meses de enero, febrero, marzo, abril y agosto.

La mayor parte de los vertebrados citados para el área fueron registrados en forma visual con la ayuda de binoculares.

Los peces detectados se capturaron con redes atravesando el cauce del río San Guillermo en distintos puntos cercanos a Agua del Godo. Se identificaron en base a Ringuelet *et al.* (1967). Los dos ejemplares obtenidos están depositados en la colección de la División Ictiología del Museo Argentino de Ciencias Naturales bajo el número 8.308.

El único anfibio registrado fue confirmado en base a Gallardo (1987). Dado que coincide con la especie ya citada (Cei *et al.*, 1983) y colectada (Ávila *et al.*, 1998), no se realizaron capturas y se obtuvieron fotografías de los individuos vivos.

En el caso de los reptiles, de todas las especies registradas fueron capturados ejemplares, fotografiados, una parte de los cuales fue colectada y depositada en el Museo de Ciencias Naturales de San Juan (IMCN-UNSJ N° 405, 407, 408, 409). Las identificaciones se realizaron en base a Cei (1986), con la colaboración de José Cei y Juan Carlos Acosta.

Para las aves se trabajó con avistajes a campo, complementado en enero de 2000 con grabaciones, captura con redes y fotografías. Para las determinaciones se siguió principalmente a Narosky e Yzurieta (1987) y Fjelsa y Krabbe (1990).

Los mamíferos fueron registrados por observación directa, a través de rastros (huellas, heces), restos de animales muertos (cráneos), captura con trampas y entrevista a un poblador. Se trabajó durante cinco noches con ocho trampas Sherpman y cinco trampas jaula en Agua del Godo y la base del cerro Imán, en cordones montañosos y grandes llanos. Todos los individuos fueron fotografiados. Para la identificación de mamíferos se utilizó Mares *et al.* (1989) y Bárquez *et al.* (1991), complementado con Olrog y Lucero (1981) y Redford y Eisenberg (1992).

Para la abundancia se siguió el tipo de categorías ya utilizados en otros inventarios (Babarskas *et al.*, 1995; Saibene *et al.*, 1996; y López Lanús, 1997):

a) extinguida, la especie estuvo presente en el área pero en la actualidad ha desaparecido;

b) accidental, especie que alcanza el área excepcionalmente, fuera de su distribución habitual o conocida;

c) rara o difícil de ver, esporádicamente se ven ejemplares o grupos aislados;

d) escasa, especie presente en bajo número;

e) común, especie observada en más de la mitad de las salidas;

f) abundante, factible de ser registrada en todas las campañas.

En cuanto a la reproducción de las aves, se incluyen dos categorías: nidificante, especie que nidifica probadamente en el área (observaciones de nidos, adultos acarreando materiales de construcción, hallazgo de pichones o subadultos); y probable nidificante, especie que si bien no se ha detectado como nidificante, es factible que lo sea por ciertas características de estacionalidad y medio propicio para hacerlo.

RESULTADOS

Elencos totales

Se detectaron 82 especies de vertebrados para el Parque Nacional San Guillermo. Se trata de (entre paréntesis figura la cantidad de familias) de 1 pez (1), 1 anfibio (1), 5 reptiles (1), 59 aves (21) y 16 mamíferos (9) (ver tabla I).

TABLA I. Lista de los vertebrados del Parque Nacional San Guillermo.
Abreviaturas: A, abundante; AC, altas cumbres; Am, alta montaña; C, común; CM, cordones montañosos; E, escaso; GLL, grandes llanos; Nid, nidificante; Nv, nuevo (primer registro para el área); P, probable; QM, quebradas de monte; R, raro.
* Especies no amparadas en el resto del sistema de parques nacionales de la Argentina.
+ Especies amparadas sólo marginalmente en el resto del sistema de parques nacionales de la Argentina.
(1) El tuco-tuco protegido en El Leoncito sería *Ctenomys mendocinus* y no *C. fulvus*.

Especie	Familia	Abundancia	Ambiente	Comentarios
PECES				
Pique (*Hatcheria macraei*)	Trichomycteridae	E	CM	Nv, Am
ANFIBIOS				
Sapo andino (*Bufo spinolosus*)	Bufonidae	C	CM, GLL	Am
REPTILES				
Chelco de San Guillermo (*Liolaemus eleodori*)	Iguanidae	C	CM, GLL	* Am
Chelco de las rocas (*Liolaemus elongatus*)	Iguanidae	C	CM, GLL	
Chelco precordillerano (*Liolaemus ruibali*)	Iguanidae	R	GLL	Nv
Cola de piche de San Guillermo (*Phymatura punae*)	Iguanidae	C	CM, GLL	* Am
Chelco verde (*Pristidactylus scapulatus*)	Iguanidae	E	CM, GLL	Am
AVES				
Choique (*Pterocnemia pennata*)	Rheidae	E	CM, GLL	Nid, Am
Quiula puneña - (*Tinamotis pentlandii*)	Tinamidae	E	CM, GLL	+ Nid, Am
Guayata (*Chloephaga melanoptera*)	Anatidae	E	CM, GLL	Am
Pato crestón (*Lophonetta specularioides*)	Anatidae	E	CM, GLL	Nid
Cóndor andino (*Vultur gryphus*)	Cathartidae	E	CM, GLL	Am
Águila mora (*Geranoaetus melanoleucus*)	Accipitridae	R	CM	Nv
Gavilán ceniciento (*Circus cinereus*)	Accipitridae	E	CM	Am
Aguilucho común (*Buteo polyosoma*)	Accipitridae	E	CM, GLL	
Aguilucho cola larga (*Buteo albicaudatus*)	Accipitridae	R	CM, GLL	Nv
Carancho andino (*Polyborus megalopterus*)	Falconidae	C	CM, GLL	P Nid, Am
Halcón peregrino (*Falco peregrinus*)	Falconidae	R	CM	
Halcón plomizo (*Falco femoralis*)	Falconidae	R	QM	
Chorlo cabezón (*Oreopholus ruficollis*)	Charadriidae	C	CM, GLL	Nv, Nid, Am
Batitú (*Bartramia longicauda*)	Scolopacidae	R	GLL	Nv
Agachona de collar (*Thinocorus dorbygnianus*)	Thinocoridae	E	CM, GLL	Am
Palomita dorada (*Metriopelia aymara*)	Columbidae	C	CM, GLL	Nid, Am
Palomita cordillerana (*Metriopelia melanoptera*)	Columbidae	E	CM, GLL	Nv, Am
Palomita ojo desnudo (*Metriopelia morenoi*)	Columbidae	E	CM	Nv, Am
Lechuza de campanario (*Tyto alba*)	Tytonidae	R	CM	Nv
Ñacurutú (*Bubo virginianus*)	Strigidae	E	CM	
Lechuzón de campo (*Asio flammeus*)	Strigidae	R	CM	
Picaflor puneño (*Oreotrochilus estella*)	Trochilidae	R	CM	Nv, Am
Picaflor andino (*Oreotrochilus leucopleurus*)	Trochilidae	R	CM	Nv, Am
Caminera grande (*Geositta isabellina*)	Furnariidae	C	CM, GLL	* Am
Caminera común (*Geositta cunicularia*)	Furnariidae	E	CM	Nid
Bandurrita común (*Upucerthia dumetaria*)	Furnariidae	C	CM	P Nid
Bandurrita pico recto (*Upucerthia ruficauda*)	Furnariidae	C	CM	P Nid, Am
Remolinera común (*Cinclodes fuscus*)	Furnariidae	E	CM	Nv
Coludito canela (*Leptasthenura fuliginiceps*)	Furnariidae	C	CM, QM	Nid, Nv
Coludito cola negra (*Leptasthenura aegithaloides*)	Furnariidae	C	CM, QM	
Canastero coludo (*Asthenes pyrrholeuca*)	Furnariidae	R	QM	Nv
Canastero pálido (*Asthenes modesta*)	Furnariidae	C	CM,QM,AC	Nid, Nv, Am
Canastero castaño (*Asthenes steinbachi*)	Furnariidae	E	QM	Nv
Piojito trinador (*Serpophaga griseiceps*)	Tyrannidae	R	QM	Nv
Gaucho serrano (*Agriornis montana*)	Tyrannidae	C	CM, GLL	Am
Dormilona frente negra (*Muscisaxicola frontalis*)	Tyrannidae	C	CM, GLL	Nid, Am
Dormilona cenicienta (*Muscisaxicola alpina*)	Tyrannidae	E	CM	
Dormilona chica (*Muscisaxicola maculirostris*)	Tyrannidae	E	CM	
Dormilona gris (*Muscisaxicola rufivertex*)	Tyrannidae	E	QM	Nv
Sobrepuesto andino (*Lessonia oreas*)	Tyrannidae	E	GLL	Am
Viudita común (*Knipolegus aterrimus*)	Tyrannidae	E	QM	P Nid, Nv
Pico de plata (*Hymenops perspicillata*)	Tyrannidae	R	QM	Nv
Golondrina barranquera (*Notiochelidon cyanoleuca*)	Hirundinidae	C	CM, QM	Nid
Calandria mora (*Mimus patagonicus*)	Mimidae	E	QM	Nv
Ratona común (*Troglodytes aedon*)	Troglodytidae	E	QM	Nv
Cachirla pálida (*Anthus hellmayri*)	Motacillidae	E	CM, GLL	Nid, Nv
Cabecita negra picudo (*Carduelis crassirostris*)	Fringillidae	E	CM	+Nid,Nv, Am

Negrillo (*Carduelis atrata*)	Fringillidae	C	CM	Nv, Am
Chingolo común (*Zonotrichia capensis*)	Emberizidae	C	CM,GLL,QM	Nid, Nv
Comesebo andino (*Phrygilus gayi*)	Emberizidae	C	CM, QM	P Nid
Yal negro (*Phrygilus fruticeti*)	Emberizidae	E	CM	P Nid,Nv,Am
Yal plomizo (*Phrygilus unicolor*)	Emberizidae	E	CM	Am
Comesebo puneño (*Phrygilus dorsalis*)	Emberizidae	R	CM	* Nv, Am
Yal chico (*Phrygilus plebejus*)	Emberizidae	E	CM	Nv, Am
Jilguero puneño (*Sicalis lutea*)	Emberizidae	E	CM	Nv, Am
Jilguero cara gris (*Sicalis uropygialis*)	Emberizidae	R	CM	Nv, Am
Jilguero grande (*Sicalis auriventris*)	Emberizidae	E	CM	P Nid, Am
Jilguero oliváceo (*Sicalis olivascens*)	Emberizidae	C	CM	Nid, Nv
Piquitodeoro común (*Catamenia analis*)	Emberizidae	R	CM	Nv
MAMIFEROS				
Zorro colorado (*Dusicyon culpaeus*)	Canidae	E	CM, GLL	Am
Zorro gris chico (*Dusicyon griseus*)	Canidae	E	QM	
Puma (*Puma concolor*)	Felidae	C	CM,GLL,QM	
Hurón (*Galictis cuja*)	Mustelidae	R	CM o GLL	
Guanaco (*Lama guanicoe*)	Camelidae	A	CM,GLL,QM	
Vicuña (*Vicugna vicugna*)	Camelidae	A	CM,GLL	* Am
Ratón andino (*Akodon andinus*)	Muridae	C	CM, GLL	Am
Ratón serrano (*Akodon boliviensis*)	Muridae	E	CM	
Laucha puneña (*Calomys lepidus*)	Muridae	E	CM	* Am
Pericote andino (*Phyllotis darwini*)	Muridae	C	CM	
Laucha sedosa puneña (*Eligmodontia puerulus*)	Muridae	E	CM	Am
Rata de las vegas (*Netiomys ebriosus*)	Muridae	R	CM	* Am
Chinchillón (*Lagidium viscacia*)	Chinchillidae	C	CM	Am
Tuco-tuco coludo (*Ctenomys fulvus*)	Ctenomydae	A	CM, GLL	* (1), Am
Rata chinchilla (*Abrocoma cinerea*)	Abrocomidae	E	CM	Am
Liebre europea (*Lepus europaeus*)	Leporidae	C	CM,GLL,QM	Nv

Nuestras prospecciones permitieron precisar por primera vez el elenco de animales vertebrados del parque nacional, dado que anteriormente se contaba con referencias de localidades o menciones imprecisas para toda la reserva de la biosfera.

Se sumaron 34 especies para el parque nacional que previamente tampoco estaban detectadas para la reserva de la biosfera (figuran como "nuevas" en la tabla I). Lo que equivale a un incremento para el parque nacional del 41 % sobre el total de vertebrados conocidos, y 100 % sobre peces, 20 % reptiles, 52% aves y 6% mamíferos.

De las aves, 14 especies fueron detectadas nidificando y unas siete se las considera de probable reproducción en la zona (ver tabla I).

El aumento de las localidades conocidas para muchas de las especies registradas o solo mencionadas genéricamente para la reserva de la biosfera, brinda un panorama más preciso para valorar, difundir y, particularmente, planificar el manejo del parque nacional.

Abundancias

El grupo de abundancia más frecuente fue el escaso (44 %), seguido de común (30 %), raro (22 %) y abundante (4 %) (ver tabla II).

Las tres especies abundantes son la vicuña, el guanaco y el tuco-tuco coludo.

No figuran especies catalogadas como extinguidas y accidentales. Ello se debe a que de los animales cuya presencia se ha planteado como probable y en la actualidad sin registros, por ejemplo el gato lince (*Felis jacobita*) y la chinchilla (*Chinchilla brevicaudata*) en Cajal *et al.* (1981), luego fueron puesto en dudas o refutadas por falta de precisiones (ver Cajal y Bonaventura, 1998b y Chebez, 1994).

Cabe comentar que las 34 especies nuevas para el área, mencionadas en la sección anterior, se ubican en las categorías intermedias de abundancia: 7 comunes, 14 escasas y 13 raras.

TABLA II. Número de especies por categoría de abundancia.

Grupo	Abundante	Común	Escaso	Raro
pez			1	
anfibio		1		
reptiles		3	1	1
aves		16	28	15
mamíferos	3	5	6	2
Totales	3	25	36	18

Elencos por unidades ambientales

La unidad con mayor número de especies son los cordones montañosos, con unas 69 (tabla III). Esta contiene todas las comunidades vegetales presentes en los grandes llanos, por lo cual los cordones montañosos poseen la fauna general del parque. Además de la diversidad ambiental, otro aspecto que favorece la mayor riqueza de los cordones montañosos es que tienen los sectores reparados de alta montaña. Ello resulta importante para muchas especies, dadas las rigurosas condiciones climáticas del área, con vientos fuertes, amplitud térmica muy grande y aridez pronunciada.

TABLA III. Número de especies por ambientes (entre paréntesis figuran los exclusivos).

	cordones montañosos	grandes llanos	altas cumbres	quebradas de monte
pez	1 (1)			
anfibio	1	1		
reptiles	5	5		
aves	47 (23)	18 (2)	1	16 (9)
mamíferos	15 (3)	7		4 (1)
Totales	69 (27)	31 (2)	1	20 (10)

En cuanto a las especies exclusivas de una sola unidad ambiental, se aprecia que los porcentajes más altos lo alcanzan las quebradas del monte, con el 50 % (diez especies). Ello se debe a la gran similitud entre los cordones montañosos y los grandes llanos (muchas especies están en ambos), y a que el monte reúne a un elenco típico de lugares no altos (por debajo de 2.500 m).

Las especies exclusivas del monte resultaron canastero coludo, canastero castaño, piojito trinador, viudita común, pico de plata, calandria mora y ratona común. No incluimos aquí las que por ahora sólo fueron observadas en el monte dentro de San Guillermo, pero sabemos que frecuentan la alta montaña, como el halcón plomizo y la dormilona gris. En general, se trata de especies con amplia distribución en la Argentina, varias de las cuales tienen cierta prioridad de conservación por ser endémicas del monte y, por ende, exclusivas del país. Un ejemplo de estas últimas es el canastero castaño.

Indudablemente, mayores prospecciones en estas partes con monte de San Guillermo engrosarán el elenco de fauna de lugares bajos. Especies de muy probable presencia son la yarará ñata (*Bothrops amnodytoides*), la culebra conejera (*Phylodrias trilineatus*), el chimango (*Milvago chimango*), la torcaza (*Zenaida auriculata*), alguna catita serrana del género *Bolborhynchus*, y pájaros como el zorzal chiguanco (*Turdus chiguanco*), entre otros.

En las unidades de alta montaña (provincias biogeográficas Altoandinas y Puneñas) se pueden distinguir 42 especies exclusivas (indicadas como de "alta montaña" en la tabla I). Incluimos aquí especies que, aunque tienen un patrón de distribución bien asociado a la zona andina, son generalistas que también frecuentan otras unidades (cóndor andino y zorro colorado), o se extienden por ambientes similares (por ejemplo el choique y el chorlo cabezón por las pampas de monte), o realizan movimientos estacionales (la guayata baja a los valles en invierno). En buena medida se trata de géneros típicos del dominio biogeográfico Andino-patagónico que abarca las altas montañas del oeste argentino y la estepa patagónica, como *Phymatura*, *Pristidactylus*, *Chloephaga*, *Oreopholus*, *Thinocorus*, *Metriopelia*, *Oreotrochilus*, *Geositta*, *Upucerthia*, *Asthenes*, *Agriornis*, *Muscisaxicola*, *Phrygilus* y *Lagidium*.

Las especies generalistas, presentes en tres de las cuatro grandes unidades ambientales, resultaron pato crestón, chorlo cabezón, chingolo común, puma, guanaco y liebre europea.

Análisis dentro de la Reserva de la Biosfera

Como se explicó al comienzo, la reserva de la biosfera está compuesta por una reserva provincial y un parque nacional. En base a nuestra información, más los antecedentes, en la actualidad la reserva de la biosfera contiene unos 108 vertebrados (tablas I y IV). De ellos, 26 (24%) no se han detectado en el parque nacional (tabla IV).

Este elenco registrado en la reserva provincial y no observado en el parque nacional vecino (tabla IV) está relacionado con dos grupos faunísticos: animales de estepas riparias de las altas cumbres y lagunas de alta montaña. En el primero de ellos se pueden mencionar aves insectívoras recorredoras del suelo del género *Muscisaxicola* y la caminera puneña, cuya presencia en los pocos sectores altos del parque sería esperable en forma al menos ocasional. La fauna de las lagunas de altura contiene aves acuáticas de espejos de agua (macá plateado, gallaretas cornuda y ligas rojas, patos maicero y barcino), habitantes de aguas someras (flamenco austral), playeros (chorlitos puneño y de vincha) y generalistas (garcita bueyera y gaviota andina). El parque nacional carece de ambiente adecuado para estas especies (no hay lagunas importantes). Por lo tanto, es de esperar su aparición ocasional en el parque.

TABLA IV. Lista de los vertebrados del Parque Provincial San Guillermo no registrados en el parque nacional.

Especie	Fuente
REPTILES	
Chelco del valle del Cura (*Liolaemus vallecurensis*)	Pereyra, 1992
AVES	
Macá plateado (*Podiceps occipitalis*)	Haene y Montañez 1996
Garcita bueyera (*Bubulcus ibis*)	Haene *et al.*, 1997
Flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*)	Cajal, 1998
Pato maicero (*Anas georgica*)	Haene *et al.*, 1997
Pato barcino (*Anas flavirostris*)	Haene *et al.*, 1997; Cajal, 1998
Carancho común (*Polyborus plancus*)	Cajal, 1998
Gallareta cornuda (*Fulica cornuta*)	Haene y Montañez, 1996; Cajal, 1998
Gallareta ligas rojas (*Fulica armillata*)	Haene *et al.*, 1997
Chorlito puneño (*Charadrius alticola*)	Haene y Montañez, 1996
Chorlito de vincha (*Phegornis mitcheli*)	Cajal, 1998
Agachona chica (*Thinocorus rumicivorus*)	Cajal, 1998
Agachona grande (*Attagis gayi*)	Haene *et al.*, 1997; Cajal, 1998
Gaviota andina (*Larus serranus*)	Haene *et al.*, 1997; Cajal, 1998
Atajacaminos ñañarca (*Caprimulgus longirostris*)	Cajal, 1998
Caminera colorada (*Geositta rufipennis*)	Cajal, 1998
Caminera puneña (*Geositta punensis*)	Cajal, 1998
Remolinera castaña (*Cinclodes atacamensis*)	Cajal, 1998
Canastero rojizo (*Asthenes dorbignyi*)	Cajal, 1998
Gaucho gris (*Agriornis microptera*)	Cajal, 1998
Dormilona cara negra (*Muscisaxicola macloviana*)	Cajal, 1998
Dormilona ceja blanca (*Muscisaxicola albilora*)	Cajal, 1998
Golondrina de collar (*Atticora melanoleuca*)	Cajal, 1998
Ratona aperdizada (*Cisthotorus platensis*)	Cajal, 1998
Cachirla común (*Anthus correndera*)	Cajal, 1998
Comesebo cabeza negra (*Phrygilus atriceps*)	Cajal, 1998
MAMIFEROS	
Burro (*Equus asinus*)	Haene *et al.*, 1997

El hecho de que la mayoría de las 34 especies nuevas para la reserva de la biosfera sólo fueron registradas dentro del parque nacional, es en buena medida una consecuencia lógica de la mayor concentración de esfuerzos en las últimas campañas dentro del parque.

Parte del crecimiento del número conocido de especies del parque nacional se relaciona con la profundización de los trabajos en la unidad biogeográfica del monte, marginal para toda la reserva de la biosfera, que se evidencia poco prospectada.

Análisis dentro del sistema de parques nacionales

Antes de la creación del Parque Nacional San Guillermo, el sistema de parques nacionales de la Argentina carecía de muestras de ambientes terrestres puneños. Algunos elementos asignables a esta provincia biogeográfica aparecen marginalmente en las partes altas del Parque Nacional Calilegua (Jujuy) y con una subunidad muy empobrecida en la Reserva Natural Estricta El Leoncito (San Juan). La avifauna acuática puneña está presente en el Monumento Natural Laguna de Pozuelos (Jujuy).

Hay ocho especies de vertebrados no amparados fuera de San Guillermo en el sistema de parques nacionales: dos reptiles, dos aves y cuatro mamíferos; además dos aves sólo fueron mencionadas marginalmente para el sistema (ver tabla I).

Varias especies sólo están compartidas con una sola unidad de conservación. Por ejemplo, animales solamente presentes en San Guillermo y El Leoncito son *Pristidactylus scapulatus*, *Phrygilus plebejus*, *Akodon andinus* y *Abrocoma cinerea*.

Especies críticas

El Parque Nacional San Guillermo contiene cinco vertebrados críticos, es decir prioritarios para su conservación estratégica o de valor especial, según diferentes listados (ej.: Chebez, 1994).

Se trata de tres especies de distribución acotada o endemismos: un pez (pique) y dos reptiles (chelco y cola de piche de San Guillermo); y dos bajo amenaza de extinción: suri cordillerano (la raza norteña del choique) y la vicuña.

Observaciones sobre especies críticas

El chelco de San Guillermo (*Liolaemus eleodori*) es un endemismo de la región descripto por Cei *et al.* (1983) con ejemplares obtenidos en enero y febrero de 1983 en los llanos de los Hoyos y las cercanías de la vega de los Caserones. Durante nuestras prospecciones lo hemos registrado dentro del parque nacional en los alrededores de la vega de los Salineros, los llanos de los Leones y de San Guillermo, y laderas vecinas al río San Guillermo (entre Agua del Godo y Los Corrales), además de las localidades típicas. Habita pampas y laderas de poca pendiente con estepas arbustivas ralas y coironales, ambos con muy escasa cubierta vegetal. Se refugian en cuevas de tuco tucos, reparos debajo de piedras, cavidades con salida junto a rocas y la base de arbustos.

El cola de piche de San Guillermo (*Phymatura punae*) es el otro saurio endémico descripto por Cei *et al.* (1983) con ejemplares obtenidos en la vega de los Caserones. Además lo hemos registrado en los alrededores de la vega de los Salineros, los afloramientos rocosos del llano de San Guillermo, el punto panorámico junto al llano de los Leones, laderas vecinas al río San Guillermo (entrada norte de la quebrada, Agua del Godo y Los Corrales) y en el cerro Imán (3.650 m a los 3.800 m), todas localidades dentro del parque nacional. Habita afloramientos rocosos en llanos (50 cm a varios metros de alto) y la base de cerros con piedras enormes. Comúnmente se observan ejemplares aislados, pero hemos visto algunos casos donde dos o tres de estos saurios están juntos y hasta ocho en una mole rocosa de tres metros de ancho por dos de alto en el cerro Imán (a unos 3.700 m). En enero de 2000 se observó en una oportunidad la predación de un cola de piche de San Guillermo por parte de un carancho andino.

Especies exóticas

Sólo se ha registrado una especie de vertebrado exótica, lo que equivale al 1,2% del elenco del parque nacional: la liebre europea.

En la región hay otras dos de probable aparición en el futuro o que no fueron detectadas todavía: la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y el burro (*Equus asinus*). Cabe acotar que esta especie de trucha, desde hace varias décadas introducida en todos los sistemas fluviales de la Provincia de San Juan, fue observada en el arroyo Santa Rosa, muy cerca del parque nacional.

DISCUSION

Los vertebrados presentes en el Parque Nacional San Guillermo, por su singularidad (endemismos, grupos típicos andino-patagónicos), valor emblemático (vicuña), abundancia (guanaco, vicuña, tuco-tuco coludo), convierten al lugar en una de las áreas naturales de la Argentina que ofrece las mejores posibilidades para admirar y estudiar fauna mayor. Se trata de cualidades de gran interés para su uso social, que permiten calificar al sitio de interés educativo-turístico y científico, inclusive a nivel internacional.

Sería deseable continuar con los estudios de relevamiento de fauna de vertebrados, con la idea de aclarar la presencia de especies dudosas (por ejemplo, la trucha) y las hasta ahora registradas en la reserva provincial; tratar de dilucidar la identidad de un saurio no descripto para la ciencia (Cei *et al.*, 1983) y precisar la utilización de ambientes por las aves en invierno.

El valor emblemático de la vicuña para este parque nacional y la posibilidad de apreciarla en grandes números debe ser tenido en cuenta al priorizar trabajos de investigación. Sería muy oportuno instrumentar en el corto plazo censos de camélidos para conocer mejor la dinámica de estos animales a lo largo de los años.

Nuestros resultados aportan una cantidad apreciable de nuevas localidades conocidas para los dos saurios endémicos, que hasta ahora sólo contaban con los sitios donde fueron obtenidos los tipos para describirlos para la ciencia.

El mejoramiento del conocimiento de la distribución de las especies del parque nacional, permitirá ajustar con más precisión su zonificación.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la generosa colaboración de Alejandro Flores, Eleodoro Sánchez, Alejandro Bodrati, Leonardo Raffo, Adriana Romero, Jacinto González. También a Andrés Bosso por sus sugerencias y a Mauricio Rumboll.

BIBLIOGRAFIA

Anónimo. 1991. Sistema provincial de áreas naturales protegidas, Provincia de San Juan, República Argentina. Gobierno de la Provincia de San Juan, Administración de Parques Nacionales y Fundación Ambientalista Sanjuanina. Buenos Aires, 65 páginas.

Arratia, G., M.B. Peñafort y S. Menu Marque. 1983. Peces de la región sureste de los Andes y sus probables relaciones biogeográficas actuales. Deserta, 7: 48-107.

Ávila, L.J., J.C. Acosta y A.F. Murúa. 1998. Herpetofauna de la Provincia de San Juan, Argentina: lista comentada y distribución geográfica. Cuaderno de Herpetología, 12(1): 11-29.

Babarskas, M., J.M. Veiga y F.C. Filiberto. 1995. Inventario de

las aves del Parque Nacional El Rey, Salta, Argentina. Monografía LOLA 6, 43 páginas. Buenos Aires.
Bárquez, R.M. 1983. La distribución de *Neotomys ebriosus* Thomas en la Argentina y su presencia en la Provincia de San Juan (Mammalia, Rodentia, Cricetidae). Historia Natural, 3(22): 189-191.
Bárquez, R.M., M.A. Mares y R.A. Ojeda. 1991. Mamíferos de Tucumán. Oklahoma Museum of Natural History, University of Oklahoma. Norman, 282 páginas.
Cajal, J. 1988. The lesser rhea in the Argentina Puna Region: present situation. Biological Conservation, 45: 81-91.
Cajal, J.L. 1989. Uso de hábitat por vicuñas y guanacos en la Reserva San Guillermo, Argentina. Vida Silvestre Neotropical, 2(1): 22-31.
Cajal, J.L. 1998. La avifauna andina: 81-99. En J.L. Cajal, J. García Fernández y R. Tecchi (Eds.), Bases para la conservación y manejo de la Puna y Cordillera Frontal de Argentina. El rol de las Reservas de Biosfera. FUCEMA. Buenos Aires, 336 páginas.
Cajal, J.L. y N. López. 1987. El puma como depredador de camélidos silvestres en la Reserva San Guillermo, San Juan, Argentina. Rev. Chilena de Historia Natural, 60: 87-91.
Cajal, J.L. y R.A. Ojeda. 1994. Camélidos silvestres y mortalidad por tormentas de nieve en la Cordillera Frontal de la Provincia de San Juan, Argentina. Mastozoología Neotropical, 1(1): 81-88.
Cajal, J.L. y S.M. Bonaventura. 1998a. Densidad poblacional y dinámica de los grupos familiares de guanacos y vicuñas en la Reserva de Biosfera de San Guillermo: 161-167. En J.L. Cajal, J. García Fernández y R. Tecchi (Eds.), Bases para la conservación y manejo de la Puna y Cordillera Frontal de Argentina. El rol de las Reservas de Biosfera. FUCEMA. Buenos Aires, 336 páginas.
Cajal, J.L. y S.M. Bonaventura. 1998b. Densidad, biomasa y diversidad de mamíferos en la Puna y Cordillera Frontal: 191-212. En J.L. Cajal, J. García Fernández y R. Tecchi (Eds.), Bases para la conservación y manejo de la Puna y Cordillera Frontal de Argentina. El rol de las Reservas de Biosfera. FUCEMA. Buenos Aires, 336 páginas.
Cajal, J.L., A.A. Reca y J.C. Pujalte. 1981. La Reserva Provincial de San Guillermo y sus asociaciones ambientales. SECYT, Buenos Aires.
Cei, J.M. 1980. Amphibians of Argentina. Monitore Zool. Ital. (N.S.), Monogr. 2: 1-609.
Cei, J.M. 1986. Reptiles del centro, centro-oeste y sur de la Argentina. Herpetofauna de las zonas áridas y semiáridas. Monografie IV del Museo Regionale di Scienze Naturali. Torino, 527 páginas.
Cei, J.M., R. Etheridge y F. Videla. 1983. Especies nuevas de iguánidos del noroeste de la provincia de San Juan (Reserva provincial San Guillermo), Argentina. Deserta, 7: 316-323.
Chebez, J.C. 1994. Los que se van. Especies argentinas en peligro. Editorial Albatros. Buenos Aires, 604 páginas.
Chebez, J.C., N.R. Rey, M. Babarskas y A.G. Di Giacomo. 1998. Las aves de los parques nacionales de la Argentina. Monografía LOLA 12. Buenos Aires, 126 páginas.
Fjelsa, J. & N. Krabbe. 1990. Birds of the high Andes. Zoological Museum, University of Copenhagen y Apollo Books. Svendborg, 876 páginas.
Gallardo, J.M. 1987. Anfibios argentinos. Guía para su identificación. Biblioteca Mosaico. Buenos Aires, 98 páginas.
Haene, E. y A. Montañez. 1996. Notas sobre aves de la Reserva de la Biosfera San Guillermo (provincia de San Juan, República Argentina). Nuestras Aves 34: 47-48.
Haene, E., D.A. Gómez, M. Babarskas y A. Montañez. 1997. Resultados de dos campañas efectuadas al proyectado Parque Nacional San Guillermo (provincia de San Juan, República Argentina). Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires, 20 páginas.
Haene, E., C. Nardini y R. Rodríguez. 2000. Apuntes sobre la flora y la vegetación del Parque Nacional San Guillermo (Provincia de San Juan, República Argentina). Administración de Parques Nacionales y Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata. Buenos Aires, 20 páginas.
Heinonen Fortabat, S. y J.C. Chebez. 1997. Los mamíferos de los parques nacionales de la Argentina. Monografía LOLA 14. Buenos Aires, 70 páginas.
Hosseus, C.C. 1916. En las montañas riojanas al oeste del nevado de Famatina y en las regiones limítrofes de la provincia de San Juan (nota preliminar). Primera conferencia de la sección Ciencias Naturales de la Academia de la Sociedad Científica Argentina, Anales Sociedad Científica Argentina, 82.
Hunziker, J.H. 1952. Las comunidades vegetales de la cordillera de La Rioja. Rev. de Investigaciones Agrícolas, 6(2): 167-196.
López Lanús, B. 1997. Inventario de aves del Parque Nacional Río Pilcomayo, Formosa, Argentina. Monografía LOLA 4, 78 páginas. Buenos Aires.
Mares, M.A., R.A. Ojeda y R.M. Bárquez. 1989. Guía de los mamíferos de la Provincia de Salta, Argentina. University of Oklahoma Press. Norman y Londres, 303 páginas
Narosky, T. y D. Yzurieta. 1987. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Vázquez Mazzini Editores y Asociación Ornitológica del Plata. Buenos Aires, 345 páginas.
Olrog, C.C. y M.M. Lucero. 1981. Guía de los mamíferos argentinos. Ministerio de Cultura y Educación, Fundación Miguel Lillo. Tucumán, 151 páginas.
Pereyra, E.A. 1992. Nueva especie de lagarto andino: *Liolaemus vallecurensis* (Tropidurae Liolaeminae). Noticiero Mensual Museo Nacional de Historia Natural, 321: 10-14.
Pérez Moreau, R. 1935. Reseña botánica de un viaje a la alta cordillera del N. W. de San Juan. Rev. Centro Estudios Doctorado Ciencias Naturales, 1(1): 49-59.
Redford, K.H. & J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics. The Southern Cone. Volume 2. Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. The University of Chicago Press. Chicago y Londres, 430 páginas.
Ringuelet, R.A., R.H. Aramburu y A. Alonso de Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científica de la Gobernación de la Provincia de Buenos Aires. La Plata, 602 páginas.
Saibene, C.A., M.A. Castelino, N.R. Rey, J. Herrera y J. Calo. 1996. Inventario de las aves del Parque Nacional Iguazú, Misiones, Argentina. Monografía LOLA 9, 70 páginas. Buenos Aires.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 69-72, 2001

DETERMINACION DE LA MORFOLOGIA ESPERMATICA DE *ODONTESTHES BONARIENSIS* (CUVIER Y VALENCIENNES, 1835) MEDIANTE EL USO DE ANALISIS DIGITAL DE IMAGENES

Odontesthes bonariensis (Cuvier & Valenciennes, 1835) sperm morphology valorated by image analysis assay

Guillermo R. López[1, 2], Miguel A. Rivolta[3], Cristina A. Bentos[1], Susana H. Sampietro[2], Ariel Ré[3] y Humberto Cisale[3]

RESUMEN

Se investigaron muestras seminales del pejerrey bonaerense, *Odontesthes bonariensis,* (Cuvier y Valenciennes, 1835) provenientes de una laguna pampásica mediante microscopía digitalizada de imágenes. Se determinó el área, el diámetro mayor y el perímetro promedio de la cabeza de los espermatozoides. El patrón morfológico normal de estos espermatozoides pudo ser establecido, lo que permite contar con un parámetro estándar de evaluación de fertilidad en machos de esta especie.

ABSTRACT

Seminal samples of the "Buenos Aires pejerrey", *Odontesthes bonariensis*, captured from a pampasic lagoon, were studied with a microscopic digital image system. The mean area, major diameter and perimeter of the sperm head was measured. The normal morphology of this sperm was determined, which allowed to have a standard parameter to evaluate the fertility of the males of this species.

KEYWORDS: Sperm morphology, *Odontesthes bonariensis*, Image analysis.

INTRODUCCION

La evaluación de la calidad seminal de un individuo se realiza en laboratorio a través del estudio de distintos parámetros, cuyo objetivo es predecir la fertilidad de esa muestra seminal. Una de las determinaciones básicas es la caracterización morfológica de los espermatozoides, a fin de establecer el grado y tipo de anomalías que podrían alterar la calidad fecundante del semen. La caracterización morfológica puede realizarse mediante la valoración dimensional del área, la diagonal mayor y el perímetro promedio de la cabeza de los espermatozoides.

En la última década se han desarrollado técnicas microscópicas objetivas de alta resolución para el estudio de material biológico, permitiendo la obtención de valores morfológicos ajustados. Estos estudios, basados en el análisis digital de imágenes, permiten definir poblaciones celulares, que caracterizan la morfología normal de una especie (Davis y Gravance, 1993; Abaigar *et al.*, 1999).

Dada la inexistencia de un protocolo estándar para la evaluación de las características morfológicas de los eyaculados de pejerrey (*Odontesthes bonariensis*), utilizado en prácticas de fecundación

[1]Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" (CONICET). Av. Angel Gallardo 470, 1405 Buenos Aires, Argentina.
[2]Area Acuicultura e Ictiopatología, Fac. Ciencias Veterinarias, Univ. de Buenos Aires, Argentina.
[3]Laboratorio de Espermatología, Area Física Biológica, Fac. Ciencias Veterinarias, Univ. de Buenos Aires, Chorroarín 280, 1427 Buenos Aires, Argentina.

artificial *in vitro* (Kleerecoper, 1946; Huaquin *et al.*, 1987; Strüssmann, 1989; Renard *et al.*, 1994), se decidió desarrollar un estudio sistematizado sobre muestras seminales obtenidas de animales provenientes de una laguna pampásica.

El objetivo de este trabajo consistió en determinar el patrón morfológico normal de los espermatozoides de pejerrey bonaerense, a fin de contar con un parámetro estándar para la evaluación de muestras a utilizar tanto en inseminación artificial, como para su conservación en períodos prolongados.

MATERIALES Y METODOS

Los estudios se realizaron con treinta ejemplares adultos y sexualmente maduros, provenientes de la laguna Salada de Monasterio (35°47'S; 57°52'W), ubicada en la localidad de Monasterio, perteneciente al partido de Chascomús (Provincia de Buenos Aires), durante la época de freza (octubre-noviembre) de 1999. El agua de la laguna presentó un valor medio de temperatura de 17,6°C, pH 8,11 y salinidad 0,99 (valores convertibles, Margalef, 1983).

Para la captura se utilizó una red de espera del tipo agallera, de 35 mm entre nudo y nudo, que fue revisada cada 2 horas, a fin de obtener ejemplares vitales. Una vez obtenidos se los conservó vivos en contenedores de 50 litros de capacidad, con agua de la laguna y aireación artificial, hasta el momento de la extracción de semen.

Dada la falta de información sobre la manera más apropiada de obtener muestras útiles de semen para la toma de imágenes a digitalizar, la extracción se realizó de tres formas diferentes, con el propósito de evaluar la más práctica y eficiente. Las maniobras ensayadas fueron: a) Compresión abdominal antero-posterior ("masaje"), previa higiene de la región genital con papel absorbente, en animales vivos; b) Presión directa del testículo eviscerado, en dirección al conducto espermático; c) Punción directa del testículo eviscerado, en individuos recién sacrificados.

Las muestras obtenidas fueron colectadas en tubos de hemólisis, que se conservaron a la temperatura del agua de la laguna. A efectos de determinar la dilución adecuada para la observación, éstas se realizaron en agua de la laguna, desde 1:1 hasta 1:256. Las observaciones directas se hicieron en extendidos sin teñir con un microscopio de contraste de fase y óptica plana. En el caso de no poder realizar observaciones directas de los espermatozoides por su transparencia, se recurrió a la técnica de doble tinción con Eosina y Nigrosina (Scott y Baynes, 1980).

Para la obtención de imágenes digitalizadas se acopló al sistema óptico una cámara CCD (BURLE) de alta resolución, conectada a una computadora con una plaqueta de adquisición de imágenes. El análisis estadístico de los valores obtenido incluyó: cálculo de valores medios, medianas, desvíos estándar (DE), coeficientes de variación (CV), y rangos para: el área, la diagonal mayor, y el perímetro de la cabeza de los espermatozoides, con un programa estadístico computarizado.

RESULTADOS

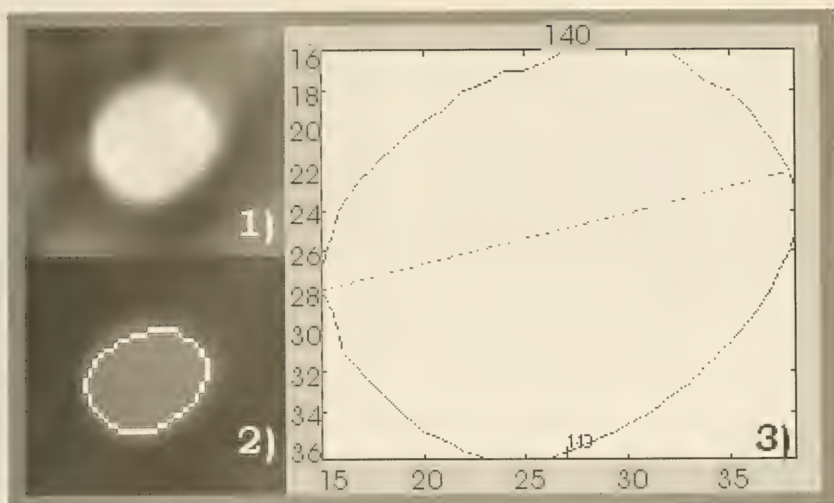
Se determinó que la dilución óptima para una buena observación y obtención de imágenes para procesamiento digital es aquella que permite el examen de aproximadamente 20 espermatozoides por campo. El uso de contraste de fase y la dilución adecuada permite observar las células directamente, evitando la necesidad de tinciones que podrían modificar los tamaños celulares. Las mediciones se realizaron sobre extendidos frescos, sin teñir.

Debido a que se observaron distintos grados de absorbancia en las células, solamente se tomaron en cuenta para la medición espermatozoides obtenidos por masaje y con densidad óptica homogénea.

El estudio determinó que *Odontesthes bonariensis* presenta un espermatozoide con una cabeza aplanada dorso-ventralmente de contorno circular, un cuello poco definido o ausente, y una cola formada por una porción intermedia pequeña y una porción principal ocho a diez veces mayor que el diámetro de la cabeza. La cola de los espermatozoides presentó una longitud variable entre 16 y 25 micrones (Figura I). Los resultados morfológicos de la cabeza de los espermatozoides (diámetro, perímetro y área; n=162) se indican en la Tabla I.

Tabla I: Parámetros medidos en la cabeza espermática de *Odontesthes bonariensis* (n = 162)

Variable	Media	DE	Mediana	CV	Rango
Area [μ^2]	1,26	0,42	1,14	0,33	0,70 – 2,30
Diag. Mayor [μ]	1,40	0,22	1,36	0,16	1,02 – 1,93
Perímetro [μ]	3,97	0,70	3,78	0,18	2,86 – 5,60



FIGURAS 1). Imágen digital de un espermatozoide de pejerrey. 2) Imágen procesada con el borde marcado. 3) Esquema con el borde y la diagonal mayor.

DISCUSION

Los valores morfológicos obtenidos pueden ser considerados como un patrón de comparación en los estudios a realizarse sobre las características de motilidad progresiva. La capacidad de natación de estas células está íntimamente relacionada con la morfología de la cabeza espermática (Cisale, 1988).

La diferente absorbancia observada en las imágenes espermáticas podría indicar un diferente grado de maduración, que se manifestaría por la distinta condensación nuclear observada en las muestras obtenidas por punción testicular frente a aquellas obtenidas por masaje gonadal. Esta hipótesis se basa en que a medida que los espermatozoides maduran, la cromatina nuclear aumenta su ordenamiento y su densidad óptica (Cisale *et al.*, 2000).

CONCLUSIONES

Los valores determinados a la fecha son la primera contribución sobre la morfología espermática de peces de agua dulce argentinos, y constituyen una primera etapa para establecer un protocolo de evaluación de la calidad espermática en *O. bonariensis*. Estas determinaciones pueden ser utilizadas para establecer un modelo de manejo y conservación del material seminal que mejore la eficiencia de los sistemas productivos actuales, y las prácticas de fecundación *in vitro* para piscicultura de repoblamiento. Adicionalmente los resultados pueden ser transferidos a sectores industriales para optimizar la tecnología de conservación seminal por períodos prolongados.

AGRADECIMIENTOS

A Estela Menchaca (UBA) por la lectura crítica del primer manuscrito, a Hugo Fernández (UBA) por el apoyo en las investigaciones, y al personal de la laguna Salada de Monasterio por la colaboración en la obtención de las muestras.

BIBLIOGRAFIA

Abaigar, T., W.V. Holt, R.A.P. Harrison & G. del Barrio. 1999. Sperm subpopulations in boar (*Sus scrofa*) and gazelle (*Gazella dama mhorr*) semen as revealed by pattern analysis of computer - assisted motility assessments. Biol. Reprod. 60: 32-41.

Ciereszko, A. & K. Darbrowski. 1993. Estimation of sperm concentration of rainbow trout, whitefish and yellow perch using a spectrophotometric technique. Aquaculture 109: 367-373.

Cisale, H. 1988. Motilidad Espermática. *In*: Memorias I Simposio Internacional de Biología Celular y Molecular de la Reproducción, Universidad Nac. Río IV. Córdoba, pág. 10.

Cisale, H., C. Blasi y H. Fernández. 2000. Características morfométricas del espermatozoide bovino. Veterinaria Argentina 17(163): 173-177.

Davis, R.O. & C.G. Gravance. 1993. Standarization of specimen preparation, staining, and sampling methods improves automated sperm-head morphometry analysis. Fertility and Sterility, 59(2): 412-417.

Huaquin, L., M. Perez de Tudela y R. Correa. 1987. Características ultraestructurales de las gametas del pejerrey (*Basilichthys australis*, Eigenmann) y la respuesta de ovocitos fecundados in vitro. En: Asociación Argentina de Acuicultura (Ed.) I Reunión Argentina de Acuicultura. San Carlos de Bariloche, págs.

Kleerecoper, H. 1946. A preliminary note on the preservation of egg and sperm of peixe - rei (*Odontesthes brasiliensis*, Val.), and atherinide of southern Brazil, Uruguay and Argentine. Bol. Agrom. 119-120.

Margalef, R. 1983. Limnología. Omega, Barcelona, 1010 págs.

Renard, P., C. Strüssmann, H. Ling & F. Takashima. 1994. Evaluation of extenders for pejerrey *Odontesthes bonariensis* sperm. Fisheries Science 60(6): 661-666.

Scott, A.P. & S.M. Baynes. 1980. A review of the biology, handling and storage of salmonid spermatozoa. J. Fish Biol. 17: 707-739.

Strüssmann, C. 1989. Basic studies on seed production of pejerrey *Odontesthes bonariensis*. Ph. D. Dissertation Thesis Departament of Aquatic Biociences. Tokyo University of Fisheries, Japan, 351 págs.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 73-81, 2001

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD DE DOS COMUNIDADES DE PEQUEÑOS ROEDORES EN AGROECOSISTEMAS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

Structure and diversity of two small rodent communities in agroecosystems of Buenos Aires province, Argentina

MARIELA H. MIÑO[1], REGINO CAVIA[1, 2], ISABEL E. GÓMEZ VILLAFAÑE[1, 3], DAVID N. BILENCA[1], EMILIO A. CITTADINO[1] Y MARÍA BUSCH[1, 4]

RESUMEN

En este trabajo nos proponemos comparar la diversidad, equidad y riqueza específicas de comunidades de pequeños roedores pertenecientes a granjas avícolas y campos de cultivo del Partido de Exaltación de la Cruz, provincia de Buenos Aires, Argentina. En ambos sistema muestreamos dos hábitats: área interna y perímetro, en invierno y primavera de 1998 y otoño de 1999. En los campos de cultivo la comunidad estuvo formada por cuatro especies: *Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *C. musculinus* y *Oligoryzomys flavescens*, mientras que en las granjas la riqueza ascendió a cinco debido a la presencia de *Mus musculus*. *A. azarae* resultó ser la especie más abundante en ambos sistemas. La abundancia de roedores fue siempre mayor en el perímetro que en las áreas internas, pero varió de distinta manera a lo largo del año, según el hábitat y el sistema. En ambas comunidades la curva de diversidad varió de manera similar registrándose un mínimo en primavera y un máximo en otoño. Sin embargo fue siempre mayor en las granjas, aunque esta diferencia sólo fue significativa en primavera. Esta mayor diversidad de las granjas fue el resultado de su mayor equidad y riqueza, y la mayor diferencia en primavera probablemente se debió al pico de abundancia de *M. musculus*, el cual ocurre cuando las demás especies están en sus mínimos. Al comparar la diversidad entre hábitats para cada sistema, sólo se observaron diferencias significativas en invierno, pero mientras que en los campos la diversidad fue mayor en el perímetro, en las granjas lo fue en el área interna. Esto podría deberse a que en invierno la vegetación es menos abundante y el interior de las granjas presenta mejores condiciones para la subsistencia. Contrariamente, en los campos, el área interna sería menos favorable que el perímetro por presentar menor cobertura vegetal. Las diferencias encontradas en los índices de diversidad, equidad y riqueza específicas en ambos sistemas, estarían indicando una distinta estructura y organización de ambas comunidades.

[1]Departamento de Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Av. Intendente Cantilo s/n. Ciudad Universitaria. Pab. II. 4to piso. Lab. 104. Nuñez. (CP 1428). Buenos Aires. Argentina. E-mail: mminio@bg.fcen.uba.ar
[2]Becario de la Universidad de Buenos Aires.
[3]Becario CONICET.
[4]Carrera Investigador CONICET.

ABSTRACT

We compared the indexes of diversity, evenness and richness for small rodent communities present at poultry farms and crop fields in Exaltación de la Cruz, Buenos Aires province, Argentina. We sampled two different habitats at both systems: internal area and perimeter, in winter and spring of 1998 and autumn of 1999. In the crop fields, the community was made up of four species: *Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *C. musculinus* and *Oligoryzomys flavescens*, whereas at poultry farms species richness increased summing up *Mus musculus* as a fifth species. *A. azarae* was the most abundant species in both systems. Rodent abundance was always higher at the perimeter than at internal areas, but the variation along the year was different depending on the habitat and the system. At both communities the curve of diversity varied in a similar way, with a minimum in spring and a maximum in autumn. However, it was always higher at farms, though this difference was only significant in spring. The higher diversity of the farms was the result of their higher evenness and richness, and the greater difference in spring was probably due to the abundance peak of *M. musculus*, which occurs when other species are in their minimum. Both at fields and at farms there were significant differences in the diversity indexes between the internal areas and the perimeters in winter, but whereas diversity was higher at the perimeters of the fields, at farms it was higher at the internal areas. These differences were higher at the perimeter of the fields and at the internal areas of the farms, what could be due to the less vegetation general abundance and to the fact that the farms have better conditions for rodent survival in winter. On the contrary, at fields, internal areas might be less favourable than the perimeter because of its lower vegetal cover. Differences in the indexes of diversity, evenness and richness

between both systems might be indicating a different structure and organisation of each community.

KEYWORDS: Diversity. Community structure. Rodents. Agroecosystem. Poultry farms.

INTRODUCCION

La interpretación de los patrones generales y las propiedades de las comunidades ecológicas ha sido uno de los principales objetivos de la investigación ecológica (Morton *et al.*, 1996). La diversidad es un atributo que junto con la composición específica, permite describir las comunidades biológicas, brindando información acerca de su estructura, funcionamiento, historia, capacidad de resistencia a diferentes tipos de disturbio, así como de características del hábitat donde se desarrolla.

La estructura del paisaje y las relaciones topológicas entre sus elementos son algunos de los factores determinantes de la diversidad, ya que influyen sobre la cantidad de nichos disponibles y la tasa de colonización entre comunidades vecinas (Bowers y Dooley, 1991; Dunning *et al.*, 1992). En sistemas heterogéneos donde se encuentran distintos tipos de hábitats, el número de especies en cada uno de estos parches relativamente homogéneos representa la ∝-diversidad, mientras que el recambio de especies cuando se pasa de un tipo de hábitat a otro mide la ß-diversidad (Cody, 1975). Cada uno de los componentes de la diversidad puede ser determinado por distintos factores, y los disturbios los pueden afectar de distinta manera, según la escala espacial e intensidad. Aunque los disturbios crean heterogeneidad en el paisaje aumentando la ß-diversidad, si operan en gran escala tienden a homogeneizar el sistema, sincronizando la sucesión en grandes extensiones (De Pietri, 1999).

En Latinoamérica, la creciente influencia del hombre sobre los sistemas naturales ha ocasionado en los últimos años una pérdida de la diversidad por extinción de especies, especialmente debido a la reducción de los hábitats disponibles por la expansión agrícola y el manejo forestal (Burkart, 1999; Halffter, 1999; Solbrig, 1999). Sin embargo, en algunos sistemas la actividad humana, al aumentar la heterogeneidad y cambiar las relaciones entre los componentes del paisaje, depredar sobre algún competidor fuerte, o por introducción de especies, produjo un aumento de la diversidad (Crespo, 1966). Aunque en una escala regional la agricultura pueda generar una mayor uniformidad en el paisaje, a una escala local puede aumentar la heterogeneidad por la inclusión de áreas habitadas y campos dedicados a la agricultura y ganadería (Crespo, 1966). Una de las consecuencias más dramáticas de las perturbaciones causadas por el hombre a los ecosistemas naturales es la ruptura de las barreras naturales para la dispersión de especies y la alteración de los mecanismos de resistencia a la invasión, con la consecuente invasión por especies exóticas (Vitousek *et al.*, 1997).

En los agroecosistemas de la región pampeana en Argentina, las transformaciones del hábitat generadas por la actividad agrícola ganadera y por la introducción de árboles, puede haber aumentado la disponibilidad de hábitats para algunos grupos (como aves de bosque y roedores), mientras que disminuyó la de otros, sobre todo mamíferos medianos y grandes (como zorros, pumas, gatos, etc.). Para el grupo de roedores en particular, la actividad humana aumentó la disponibilidad de alimento, introdujo especies (las ratas *Rattus rattus, Rattus norvegicus* y la laucha doméstica *Mus musculus*), y probablemente aumentó el número de nichos disponibles (Crespo, 1966; Crespo *et al.*, 1970). Los principales hábitats distinguibles en estas áreas difieren en el grado de influencia del hombre y las características de la vegetación. Mientras que en los bordes bajo alambradas, terraplenes de ferrocarril y en bordes de arroyos se encontraría una vegetación en cierta forma semejante a la de los pastizales naturales, en los campos de cultivo se desarrollan malezas características (Crespo *et al.*, 1970), aumentando en general la representación de plantas anuales. Por otra parte, la aparición de los hábitats urbanos y periurbanos habría generado un aumento en la diversidad de hábitats, que a su vez tienen distintas comunidades de roedores asociadas.

Diversos autores han descripto las comunidades de roedores asociadas a campos de cultivo y sus bordes bajo alambradas (Crespo, 1966; Crespo *et al.*, 1970; de Villafañe *et al.*, 1977; Kravetz, 1978; Busch y Kravetz, 1992a y b; Busch *et al.*, 1997; Bilenca y Kravetz, 1998; Cittadino *et al.*, 1998). Dichas comunidades están compuestas por roedores sigmodontinos como *Calomys laucha*, *Calomys musculinus*, *Oligoryzomys flavescens*, *Akodon azarae* y *Necromys obscurus,* agregándose el cávido *Cavia aperea* y las introducidas *Mus musculus* y *Rattus* sp. Las abundancias relativas de estas especies están determinadas tanto por sus requerimientos de hábitat como por las relaciones de competencia (de Villafañe *et al.*, 1977). Mientras que *A. azarae*, *O. flavescens*, *N. obscurus* y *C. aperea* son más comunes en las áreas menos perturbadas, *C. laucha* es abundante en los campos de cultivo, *C. musculinus* es más frecuente en los bordes en algunas áreas y en campos en otras (de Villafañe y Bonaventura, 1987; de Villafañe *et al.*, 1992; Mills *et al.*, 1992; Busch *et al.*, 1997; Ellis *et al.*, 1997), y la laucha doméstica y las ratas son más frecuentes en hábitats peridomiciliarios, aunque de Villafañe *et al.*

(1977) y Crespo (1966), citan la presencia de *Mus* en gran abundancia en campos de cultivo. De acuerdo a las características de las comunidades en los hábitats considerados remanentes de los pastizales naturales, se ha inferido que en éstos predominaba numéricamente *A. azarae* (o *Necromys obscurus*, según la zona), mientras que las especies de *Calomys* habrían aumentado su número por su adaptación a los campos de cultivo (Crespo *et al.*, 1970; de Villafañe *et al.*, 1977; Kravetz, 1978; Busch y Kravetz, 1992a; Bilenca y Kravetz, 1995). La presencia del campo de cultivo como hábitat alternativo, los disturbios periódicos ocasionados por las labores agrícolas y la estacionalidad reproductiva y alta mortalidad invernal, evitarían la evolución del sistema hacia una exclusión competitiva por parte de *A. azarae* sobre las restantes especies llevándolo periódicamente a condiciones de bajas densidades (Busch y Kravetz, 1992a).

En los últimos 10-15 años se ha observado un incremento de la actividad avícola en el norte de la provincia de Buenos Aires (Gómez Villafañe *et al.*, 2001), incorporándose las granjas de producción de pollos o huevos como un nuevo elemento en el paisaje. Esto conduce, no sólo a aumentar la heterogeneidad de hábitats, sino también la generación de un hábitat tradicionalmente relacionado a la aparición de los roedores comensales, como la rata y la laucha doméstica.

La comparación de las comunidades de roedores en estos hábitats, ambas derivadas de una misma comunidad original, e influidas también por un entorno semejante, puede contribuir a esclarecer los factores que determinan la composición y abundancia relativa de las distintas especies.

El objetivo del presente trabajo es estudiar la estructura, en cuanto a número de especies, abundancias relativas y diversidad, de comunidades de pequeños roedores en granjas avícolas y en campos de cultivo, así como su variación temporal.

MATERIALES Y METODOS

Area de estudio

Este trabajo tuvo lugar en el partido de Exaltación de la Cruz (34°8´S, 59°14´O), provincia de Buenos Aires, Argentina, (Fig. 1a). El área pertenece a la subregión pampa ondulada, con clima templado y cuatro estaciones bien diferenciadas (Cabrera y Willink, 1980). La comunidad vegetal original, que consistía en un pastizal, se vio modificada por la introducción de árboles y por las actividades agrícola-ganaderas. Actualmente, la matriz del paisaje está constituida por un mosaico de campos de cultivo y de pastoreo, en el que se distinguen algunos asentamientos rurales, granjas avícolas, tambos, y en menor medida, establecimientos dedicados a la cría de cerdos y caballos.

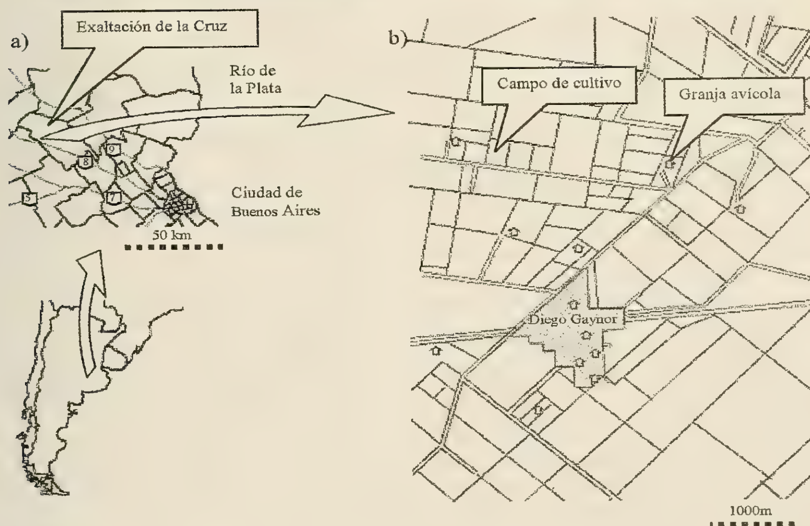


FIGURA 1. **a)** Ubicación del Partido de Exaltación de la Cruz, Provincia de Buenos Aires, Argentina. **b)** Sector del área de estudio donde se muestran una de las granjas avícolas y uno de los campos de cultivo estudiados.

En un área de aproximadamente 73 km^2, estudiamos las comunidades de pequeños roedores en dos sistemas: campos de cultivo de maíz y de trigo, seleccionados de entre los campos que conforman la matriz del paisaje, y granjas integradas para la cría de pollos parrilleros, diseminadas en dicha matriz (Fig. 1b). Los campos estudiados tienen una superficie de entre 2 y 7 ha. La superficie de las granjas varía entre 1 y 4 ha. Las distancias mínimas y máximas entre un campo y una granja seleccionados son de 1,8 y 15 km respectivamente. Tanto en los campos de cultivo como en las granjas, se pueden distinguir dos tipos de hábitat: un área interna y un área perimetral. En los campos, el área interna consistió en el campo de cultivo propiamente dicho. Éstos están rodeados por un alambrado con vegetación espontanea poco perturbada por las labores agrícolas, y que constituyen lo que llamamos el área perimetral. En las granjas, el área interna contiene un parque con galpones, generalmente tres, de 100 x 10m cada uno donde se crían los pollos, junto con otras construcciones. Al igual que los campos, las granjas están rodeadas por un alambrado con vegetación espontánea. En ambos sistemas, las áreas interna y externa son contiguas.

Diseño de muestreo

En los dos sistemas estudiados, los muestreos se realizaron en invierno y primavera de 1998, y en otoño de 1999. En los campos, los muestreos se realizaron con trampas Sherman durante tres noches consecutivas. Los individuos capturados fueron marcados para identificarlos y así evitar contar las recapturas. Las trampas fueron cebadas con una mezcla de pasta de maní, avena y grasa bovina. Se instalaron cada 10 m, formando cuadrados concéntricos separados entre sí por 25 m. Uno de los cuadrados coincidió con el área perimetral, mientras que los otros quedaron incluidos en el área interna. Se muestreó un campo en rastrojo de maíz en invierno de 1998, un campo de trigo en primavera del mismo año y dos campos de maíz en otoño de 1999.

En las granjas, las trampas usadas fueron de captura múltiple continua, cebadas con la misma mezcla de pasta de maní, avena y grasa. Funcionaron durante 21 noches consecutivas y estuvieron ubicadas alrededor de los galpones de pollos y a lo largo del perímetro. En ambos hábitats (área interna y área perimetral) la distancia entre trampas fue de 20 m. Se muestrearon cuatro granjas en invierno de 1998, cuatro en primavera de 1998 y dos en otoño del año siguiente.

En ambos sistemas las áreas internas tienen mayor superficie que las perimetrales. Las trampas se colocaron a intervalos regulares en ambos sistemas, resultando el esfuerzo de capturas mayor en las áreas internas.

En los dos sistemas, los individuos capturados fueron determinados específicamente, registrándose la fecha y el sitio de captura. Se calculó la abundancia relativa de las especies para cada hábitat y sistema, en las tres épocas del año. Para ello se usó un índice de densidad relativa (Éxito de Captura):

Exito de Captura (EC) = (nº de roedores capturados / nº de trampas x nº de noches) x 100

Se trabajó bajo el supuesto de que la probabilidad de capturar a un individuo de una determinada especie es independiente del tipo de trampa utilizada.

Análisis estadísticos

Para determinar si los individuos de las distintas especies se distribuyeron diferencialmente en los dos sistemas (campos de cultivo y granjas) se realizó una prueba de homogeneidad de G (Daniel, 1978). La variable analizada fue el número de ejemplares capturados, de cada especie en cada sistema.

Para cada comunidad (tomada en conjunto sin discriminar distintos sitios) y época del año se calculó la riqueza de especies (S), la diversidad específica mediante el índice de Shannon-Weaver ($H=-\Sigma p_i \ln p_i$, donde p_i=nº de roedores de la especie i/nº total de roedores capturados) y la equidad por medio de la ecuación: $E=H / \ln S$ (Begon *et al.*, 1988). Además, para cada sistema se calculó el índice de Shannon-Weaver para el área interna y perimetral por separado. Los índices de diversidad se compararon mediante la prueba de Hutcheson descripta en Magurran (1988).

RESULTADOS

En el total de los muestreos se capturaron 123 roedores en los campos de cultivo y 181 roedores en las granjas avícolas. *Akodon azarae* fue la especie más abundante en ambos sistemas (Fig. 2a y b), aunque en los campos de cultivo representó el 83 % de las capturas y en las granjas sólo representó el 53 %, seguido por *Calomys laucha* (23 %) y *Mus musculus* (19 %). La distribución de los individuos de cada especie no resultó homogénea con respecto a los sistemas estudiados ($G=64,06$; $p<0,001$).

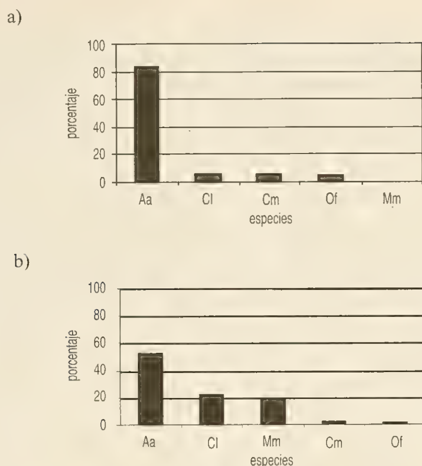


Figura 2. Representación porcentual de las especies presentes en: **a)** campos de cultivo (N=123) y **b)** granjas avícolas (N=181). *A. azarae* (Aa), *C. laucha* (Cl), *C. musculinus* (Cm), *O. flavescens* (Of) y *M. musculus* (Mm).

La abundancia total de roedores en los campos de cultivo no presentó variaciones según la época del año analizada. La abundancia de roedores en este sistema fue máxima en el área perimetral en invierno (EC=15,17) y mínima en esta época en el área interna (EC=0,15), Fig. 3a.

A diferencia de los campos de cultivo, en las granjas avícolas se observó una variación estacional en la abundancia total de roedores, registrándose un máximo en invierno y un mínimo en primavera (Fig. 3b). En este sistema, la abundancia estimada para otoño por el EC varió entre 6,94 en el área perimetral y 0,41 en el área interna (Fig. 3b).

En los campos de cultivo la abundancia de *A. azarae* siguió el patrón antes mencionado, mientras que las otras especies se presentaron en baja abundancia en todas las épocas estudiadas. En las granjas avícolas las abundancias de *A. azarae* y *C. laucha* siguieron los patrones antes mencionados; mientras que *M. musculus* en el área interna presentó su máxima abundancia en primavera ($EC_{invierno}$=1,92, $EC_{primavera}$=5,42, $EC_{otoño}$=0,79), momento de baja abundancia de las otras especies. En este sistema *C. musculinus* y *O. flavescens* se presentaron en baja abundancia en todas las épocas estudiadas.

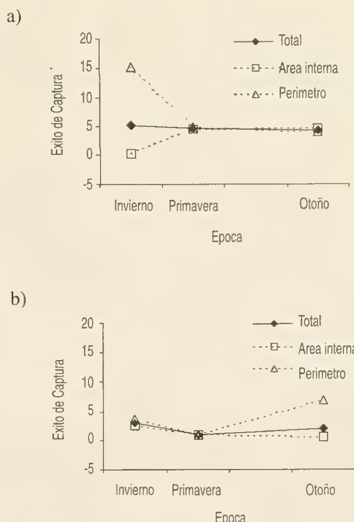


Figura 3. Exito de captura de roedores en área interna, área perimetral y total en: **a)** campos de cultivo y **b)** granjas avícolas.

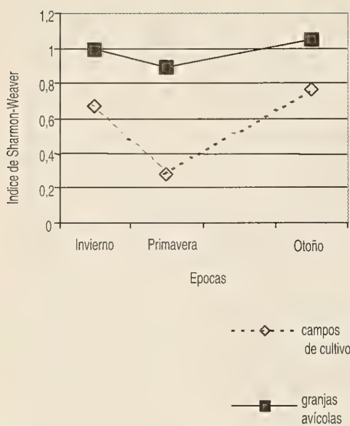


FIGURA 4. Diversidad específica (H) en granjas avícolas y campos de cultivo en las distintas épocas del año.

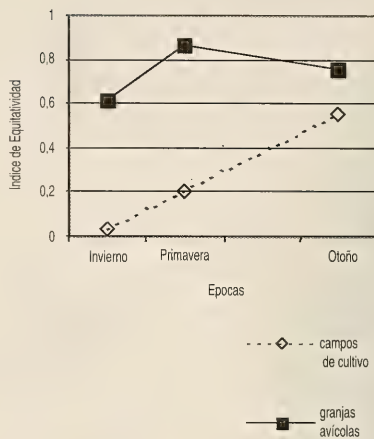


FIGURA 5. Equidad (E) en granjas avícolas y campos de cultivo en las distintas épocas del año.

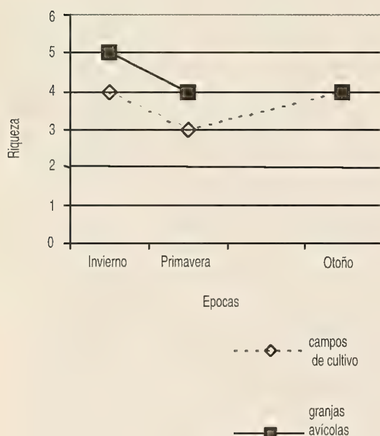


FIGURA 6. Riqueza específica (s) en granjas avícolas y campos de cultivo en distintas épocas del año.

La diversidad especifica (H) osciló entre los valores 0,278-1,055; la equidad entre 0,029-0,870 y la riqueza específicas entre los valores 3-5 (Fig. 4, 5 y 6). Los tres índices resultaron mayores en las granjas avícolas con respecto a los campos de cultivo, a excepción del otoño en donde la riqueza fue igual en ambos sistemas. El Indice de Diversidad fue significativamente mayor en las granjas avícolas respecto al campo de cultivo en primavera (t=2,924; p=0,005). Por otra parte, en ambas comunidades la variación estacional de la curva de diversidad fue similar, registrándose un mínimo en primavera y un máximo en otoño (Fig. 4).

Al comparar los Índices de Diversidad obtenidos en el área interna de las granjas avícolas y de los campos de cultivo con sus respectivos perímetros, podemos observar que se encuentran diferencias significativas en invierno, siendo mayor la diversidad en el perímetro de los campos y en el área interna de las granjas (Tabla I).

TABLA I. Variación espacial del Indice de Diversidad de Shannon-Weaver para cada sistema y época del año. *: p<0,01 para la prueba de Hutcheson (Magurran, 1988).

	Campos de cultivo				Granjas avícolas			
Epoca	Area Interna	Area Perimetral	N	p	Area Interna	Area Perimetral	N	p
Invierno 1998	0	0,63	58	*	1,134	0,669	101	*
Primavera 1998	0,22	0,24	32		0,857	0,708	38	
Otoño 1999	0,887	0,451	33		1,004	1,030	42	

DISCUSION

Akodon azarae resultó ser la especie más abundante tanto en las granjas como en los campos de cultivo, lo cual se debe principalmente a su mayor representatividad en el perímetro de ambos sistemas. Crespo (1966) señala que los hábitats de borde (alambrados, vías de ferrocarril, cercos de molinos, etc.) se comportan como verdaderas microreservas biológicas, que proveen protección a los roedores frente a sus predadores y son menos perturbados por las actividades humanas. Así, el perímetro sería un buen refugio no sólo para *Akodon azarae* sino también para el resto de los pequeños roedores, lo cual concuerda con nuestros resultados en los que la mayor abundancia de especies ocurrió en dicho hábitat.

Los campos y las granjas estudiados no son contiguos. Sin embargo, esas mismas granjas se encuentran rodeadas de otros campos de cultivo con similares características, en cuanto a los hábitats que los conforman (área interna y área perimetral), que los campos estudiados, pudiendo diferir en el tipo de cultivo y las dimensiones del campo. De esta manera, los dos sistemas estudiados (campos de cultivo y granjas avícolas) estarían funcionando como distintos elementos de un mismo paisaje, donde los campos conforman la matriz (cubren más del 50 % del paisaje) en la cual se encuentran incluidas las granjas (Fig. 1b). Estos dos elementos se encuentran en estrecho contacto y compartiendo la mayoría de las especies de pequeños roedores. Las mismas especies han sido capturadas en distintas oportunidades por diversos autores que han trabajando en otros campos del mismo área (Busch y Kravetz, 1992a y b; Busch *et al.*, 1997; Bilenca y Kravetz, 1998; Cittadino *et al.*, 1998). Pero la aparición de granjas avícolas en la región desde hace no más de 15 años (Gómez Villafañe *et al.*, 2001) habría contribuido a aumentar la heterogeneidad del paisaje, permitiendo un aumento de la ß-diversidad (Cody, 1975), a través de la presencia de *M. musculus* en este sistema y su ausencia en los campos, así como de la mayor equidad de las granjas.

Para la interpretación de los patrones de diversidad y de abundancia relativa es necesario tener en cuenta el efecto que tiene el movimiento de especies entre los distintos elementos del paisaje sobre la dinámica de las comunidades (Bowers y Dooley, 1991; Dunning *et al.*, 1992). En nuestro caso, el perímetro estaría funcionando como corredor dada su elevada relación borde/área y su continuidad a lo largo de los alambrados más allá de los límites de un solo campo o granja (Gómez Villafañe *et al.*, 2001). Bajo esta hipótesis, *A. azarae*, especie más abundante en este hábitat, sería la que más fácilmente se movería entre un sistema y el otro. Efectivamente, ésta resultó ser la especie más abundante tanto en las granjas como en los campos. Sin embargo, existe otro motivo que explicaría que *A. azarae* sea la especie más abundante en ambos sistemas. Su dominancia social por interferencia frente a otras especies (Busch y Kravetz, 1992a y b) la llevarían a adueñarse del espacio y los recursos, y conducirían a la existencia de comunidades poco equitativas (Bilenca y Kravetz, 1995).

La diversidad específica varió de la misma manera tanto en las granjas como en los campos, pero en las granjas fue mayor que en los campos en todas las épocas estudiadas debido a la mayor equidad y al mayor número de especies presentes en ellas, lo cual se relaciona principalmente con la presencia de *M. musculus*. Esto concuerda con Crespo *et al.* (1970), Rowe (1987), Timm (1987), Elias (1988) y Singleton y Redhead (1989 y 1990), quienes señalaron que se trata de una especie asociada a ambientes domiciliarios y peridomiciliarios.

Por otra parte, esta especie alcanzó su máxima abundancia en primavera. Esto produjo un aumento en la equidad de las granjas en esa época, que llevó a una diferencia significativa entre la diversidad de las granjas y los campos. Este aumento de abundancia, producido cuando las demás especies disminuyen, concuerda con lo descripto por Crespo (1966) y Crespo *et al.* (1970), quienes observaron un pico de abundancia de *Mus musculus* en octubre y supusieron que se trata de un mecanismo compensatorio de esta especie, por el cual desplazaría su máxima abundancia para evitar la competencia cuando la abundancia general de roedores en el sistema aumenta.

Finalmente, nuestros resultados indican que los perímetros y las áreas internas de granjas y campos de cultivo tienen dinámicas diferentes, como lo demuestra el distinto patrón de estacionalidad en la abundancia de pequeños roedores presentes en cada hábitat. El interior de las granjas presenta condiciones favorables para la subsistencia (alimento, agua, temperatura constante, refugio frente a predadores) a lo largo de todo el año, y en invierno serían mejores que las ofrecidas por el perímetro. Esta superioridad del área interna de este sistema coincide además con un momento de alta densidad de roedores en los campos, lo que produciría un aumento de los movimientos desde la periferia hacia el interior de las granjas. Esto podría explicar la mayor diversidad específica del área interna de las granjas en invierno. No sucede lo mismo en los campos, donde en esta época escasea el alimento y el refugio para los pequeños roedores (Bonaventura *et al.*, 1988; de Villafañe *et al.*, 1988; Mills *et al.*, 1991; Bonaventura

et al., 1992; Bilenca, 1993; Cittadino *et al.*, 1994) debido a que la mayoría de los campos de cultivo se encuentra en barbecho o arados. Así, en este sistema y para esta época del año, el perímetro constituiría un hábitat más propicio para los pequeños roedores que el área interna.

Hemos trabajado bajo el supuesto de que la probabilidad de capturar a un individuo de una determinada especie es independiente de la trampa utilizada (tipo Sherman o de captura múltiple continua). No podemos descartar que las diferencias observadas entre ambos sistemas se deban al tipo de trampa utilizada; sin embargo, se han capturado todas las especies de la comunidad de pequeños roedores en la zona de estudio con ambos tipos de trampas (Busch y Kravetz, 1992a y b; Busch *et al.*, 1997 y Busch *et al.*, 2001) y trabajos posteriores realizados con trampas tipo Sherman en granjas avícolas del mismo área coinciden con nuestros resultados basados en captura múltiple continua en cuanto a las especies capturadas en este sistema y a la importancia de *Mus musculus* en la estructura de su comunidad (Valenzuela, comunicación personal).

Sobre la base de los resultados expuestos, podemos concluir que la estructura y organización de las comunidades de pequeños roedores estudiadas en este trabajo serían distintas en cada uno de los sistemas considerados. Ambas comunidades se encuentran en la misma región, en estrecho contacto y compartiendo la mayor parte de las especies. Sin embargo, difirieren en su diversidad, equidad y riqueza específicas, y presentan un patrón de diversidad opuesto entre hábitats en invierno. Esto puede tener implicancias para el manejo y la regulación de las abundancias de roedores en cada sistema, ya que probablemente el diseño para su control tenga que ser diferente para cada comunidad.

AGRADECIMIENTOS

A los pobladores de Gaynor por su incesante colaboración. Estos estudios han sido financiados parcialmente por el CONICET, UBACyT, Fundación Roemmers y Fundación Banco Provincia.

BIBLIOGRAFIA

Begon, M., J.L. Harper y C.R. Thowsend. 1988. Ecología, individuos, poblaciones y comunidades. Omega S.A. Plató. Barcelona. España. 886 págs.

Bilenca, D.N. 1993. Caracterización de los nichos ecológicos y organización de las comunidades de roedores cricétidos de la región pampeana. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Argentina. 179 págs.

Bilenca, D.N. y F.O. Kravetz. 1995. Patrones de abundancia relativa en ensambles de pequeños roedores de la región pampeana. Ecología Austral 5: 21-30.

Bilenca, D. N. & F.O. Kravetz. 1998. Seasonal variations in microhabitat use and food habits of the Pampas mouse, *Akodon azarae*, in agroecosystems of central Argentina. Acta Theriologica 43: 195-203.

Bonaventura, S.M., M.I. Bellocq y F.O. Kravetz. 1988. Selección de hábitat por roedores en campos de cultivo. Physis 46: 61-66.

Bonaventura, S.M., F.O. Kravetz y O.V. Suárez. 1992. The relationships between food availability, space use and territoriality in *Akodon azarae* (Rodentia, Cricetidae). Mammalia 56: 407-416.

Bowers, M.A. y J.L. Jr. Dooley. 1991. Landscape composition and the intensity and outcome of two-species competition. Oikos 60: 180-186.

Burkart, R. 1999. Conservación de la biodiversidad en bosques naturales productivos del subtrópico Argentino (Cap. 8). En: Matteucci, S.D., J.L. Jr. Solbrig, J. Morello y G. Halffter (Eds.) Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. EUdeBA, Buenos Aires, 580 págs.

Busch, M. y F.O. Kravetz. 1992a. Competitive interactions among rodents (*Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *C. musculinus* and *Oligoryzomys flavescens*) in a two-habitat system I. Spatial and numerical relationship. Mammalia 56: 45-56.

Busch, M. y F.O. Kravetz. 1992b. Competitive interactions among rodents (*Akodon azarae*, *Calomys laucha*, *C. musculinus* and *Oligoryzomys flavescens*) in a two-habitat system II. Effect of species removal. Mammalia 56: 541-554.

Busch, M., M.R. Alvarez, E.A. Cittadino y F.O. Kravetz. 1997. Habitat selection and interespecific competition in rodents in pampean agroecosystems. Mammalia 1: 167-184.

Busch, M., M.H. Miño, J.R. Dadón y K. Hodara. 2001. Habitat selection by *Akodon azarae* and *Calomys laucha* (Rodentia, Muridae) in pampean agroecosystems. Mammalia 1: 29-48.

Cabrera, A.L. y A. Willink. 1980. Biogeografía de América Latina. Serie de Biología. Monografía N°13. OEA.

Cittadino, E.A., P. De Carli, M. Busch y F.O. Kravetz. 1994. Effects of food supplementation on rodents in winter. J. Mamm 75: 446-453.

Cittadino, E.A., M. Busch y F.O. Kravetz. 1998. Population abundance and dispersal in *Akodon azarae* (pampean grassland mouse) in Argentina. Can. J. Zoology 76: 1011-1018.

Cody, M.L. 1975. Towards a Theory of Continental Species Diversities: Bird Distributions over Mediterranean Habitat Gradients (Cap. 10). *In*: Cody, M.L. y J.M. Diamond (Eds.) Ecology and evolution of communities. Harvard Univ., New York, 545 págs.

Crespo, J.A. 1966. Ecología de una comunidad de roedores silvestres en el Partido de Rojas, Provincia de Buenos Aires. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" 1: 79-134.

Crespo, J.A., M.S. Sabattini, M.J. Piantanida y G. de Villafañe. 1970. Observaciones sobre densidad, reproducción y estructura de comunidades de roedores silvestres en el sur de Córdoba. Ministerio de Bienestar Social, Buenos Aires. Argentina. 44 págs.

Daniel W.W. 1978. Applied Nonparametric Statistics. Houghton Mifflin Company. USA. 503 págs.

De Pietri, D.E. 1999. Efectos de la actividad ganadera sobre la diversidad. Un caso de estudio: el Parque Nacional Los Alerces, Argentina (Cap. 22). En: Matteucci, S.D., J.L. Jr. Solbrig, J. Morello y G. Halffter (Eds.) Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. EUdeBA, Buenos Aires, 580 págs.

De Villafañe, G.N., F.O. Kravetz, O. Donadio, R.E. Percich, L. Knecher, M.P. Torres y N. Fernandez. 1977. Dinámica de

las comunidades de roedores en agroecosistemas pampásicos. Medicina 37: 128-140.

De Villafañe, G.N. y S.M. Bonaventura. 1987. Ecological studies in crop fields of the endemic area of Argentine hemorragic fever. *Calomys musculinus* movements in relation to habitat and abundance. Mammalia 51: 233-248.

De Villafañe, G., S.M. Bonaventura, M.I. Bellocq y R.E. Percich. 1988. Habitat selection, social structure, density and predation in populations of Argentine and the effects of agriculture practices on them. Mammalia 52: 339-359.

De Villafañe, G.N., J. Merler, R. Quintana y R. Bo. 1992. Habitat selection in cricetine rodent population on maize field in the Pampa region of Argentina. Mammalia 56: 215-229.

Dunning, J.B., B.J. Danielson y H.R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. Oikos 65: 169-175.

Elías, D.J. 1988. Overview of rodent problems in developing countries. Boletin Fitosanitario. FAO. 36: 107-110.

Ellis, B.A., J.N. Mills, J.E. Childs, M.C. Muzzini, K.T. Mc Kee, D.A Enría y G.E. Glass. 1997. Structure and floristics of habitat associated with five rodent species in an agroecosystem in Central Argentina. Journal Zoology Lond. 243: 437-460.

Gómez Villafañe, I.E., D.N. Bilenca, R. Cavia, M.H. Miño, E.A. Cittadino y M. Busch. 2001. Environmental factors associated with rodent infestations in argentine poultry farms. British Poultry Science 42:300-307.

Halffter, G. 1999. Areas naturales protegidas y conservación de la biodiversidad: una perspectiva latinoamericana (Cap. 6). En: Matteucci, S.D., J.L. Jr. Solbrig, J. Morello y G. Halffter (Eds.) Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. EUdeBA, Buenos Aires, 580 págs.

Kravetz, F.O. 1978. Ecología de las comunidades de roedores involucradas en la Fiebre Hemorrágica. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Argentina. 193 págs.

Magurran, A.E. 1988. Ecological Diversity and Its Measurements. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 179 págs.

Mills, J.N., B.A. Ellis, K.T. Mc Kee, J.I. Maiztegui y J.E. Childs. 1991. Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultived regions of Central Argentina. J. Mamm 72: 470-479.

Mills, J.N., B.A. Ellis, K.T. Mc Kee, J.I. Maiztegui y J.E. Childs. 1992. Reproductive characteristics of rodents assemblages in cultived regions of Central Argentina. J. Mamm 73: 515-526.

Morton, R.D., R. Law, L. Pimm y J. Drake. 1996. On models for assembling ecological communities. Oikos 75: 493-499.

Rowe, F.P. 1987. The Control of the House Mouse (*Mus musculus*). Infestations on Farms: 289 *In*: Richards, C.G.J. y T.Y. Ku (Eds.) Control of Mammal Pests. Taylor & Francis, London, New York y Philadelphia, 406 págs.

Singleton, G.R. y T. Redhead. 1989. House Mouse Plagues: 418-434. *In*: Noble, J.C. y R.A. Bradstock (Eds.) Mediterranean Landscapes in Australia. Mallee Ecosystems and their Managements. Melbourne.

Singleton, G.R. y T. Redhead. 1990. Structure and Biology of House Mouse Populations that Plague Irregularly: An Evolutionary Perspective. Biological J. of the Linnean Soc. 41: 285-300.

Solbrig, O.T. 1999. Biodiversidad, desarrollo económico y sustentabilidad en la Pampa argentina (Cap. 7). En: Matteucci, S.D., J.L. Jr. Solbrig, J. Morello y G. Halffter (Eds.) Biodiversidad y uso de la tierra. Conceptos y ejemplos de Latinoamérica. EUdeBA, Buenos Aires, 580 págs.

Timm, R. 1987. Commensal rodents in insulated livestock building: 15-18. *In*: Richards, C.G.J. y T.Y. Ku (Eds.) Control of mammal pest. Taylor & Francis, London, New York y Philadelphia, 406 págs.

Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth´s ecosystems. Science 277: 494-499.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 83-89, 2001

VARIACION ESTACIONAL EN LA COMPOSICION DE ESPECIES DE PECES EN EL PARAJE LA CIENAGA, RIO ARIAS, SALTA, ARGENTINA

Seasonal variation in the composition of fish species in the place La Ciénaga, river Arias, Salta, Argentina

LUCIA B. NIEVA, ROSA V. MESONES Y SILVIA E. FERREIRA*

RESUMEN

El área de estudio se encuentra ubicada en el paraje La Ciénaga, río Arias, a 12 Km al oeste de Salta, Argentina (65°30'O, 24°45'S) altitud 1300 m.n.m., con una pendiente suave del 2-3 % en el punto de cierre de la subcuenca. Se realizaron muestreos mensuales entre Agosto de 1995 y Diciembre de 1996.

Los principales objetivos fueron: 1) conocer la composición especifica de peces en el paraje La Ciénaga, 2) analizar cuantitativamente las características de la comunidad a través de la aplicación de índices de diversidad y 3) analizar la existencia de variaciones en la composición de especies en las diferentes estaciones climáticas.

Durante el periodo de estudio fueron registradas 12 especies pertenecientes a los ordenes: Characiformes, Siluriformes y Cyprinodontiformes. El análisis de los resultados nos permiten inferir que la composición especifica de peces del río Arias no varió de manera significativa en las diferentes estaciones climáticas. Se trata de una comunidad bien estructurada, con especies abundantes y muy abundantes y todas bien representadas.

ABSTRACT

The study area is located in the Place La Ciénaga, in the river Arias, 12 km to the west of Salta, Argentina (65°30'O, 24°45'S), with 1300 m.n.m. of altitude, a soft slope of 2-3 % in the point of the closing of the basin. They were carried out monthly samplings betwen August of 1995 and December of 1996.

The main objectives were: 1) to know the specific composition of fish en the place La Ciénaga, 2) to analyze the characteristics quantitatively from the community by means of the application of indexes of diversity and 3) to analyze the existence of variations in the composition of species in the different climatic seasons.

During the period of study 12 species were registered belonging to the Ordenes: Characiformes, Siluriformes and Cyprinodontiformes. The analysis of the results allows us to infer that the specific composition of fish of the Arias river didn't vary in a significant way in the different climatic seasons. It is a well structured community, with abundant and very abundant species and all well represented.

KEYWORDS: River fishes. Seasonal variation. Fish composition. Diversity.

INTRODUCCION

El río Arias pertenece a la cuenca del río Juramento, nace en la confluencia de los arroyos Astilleros y La Toma (Fig. 1). De régimen permanente, presenta el mayor caudal en verano. Su recorrido es de dirección noroeste-sudeste sobre el piedemonte San Lorenzo- Las Costas- río Arenales (Pontussi, 1987).

Respecto a la fauna de peces en el río Arias, no existen referencias bibliográficas como tampoco estudios sobre las comunidades de peces y su variación estacional, constituyendo el presente trabajo el primero en analizar los aspectos mencionados.

Los objetivos del presente trabajo son: 1) determinar la composición especifica de la comunidad de peces del Paraje La Ciénaga, río Arias, 2) analizar cuantitativamente las características de la co-

*Cátedra Zoología General. Facultad de Ciencias Naturales. Consejo de Investigación de la Universidad Nacional de Salta. Avenida Bolivia N° 5150.4400.Salta. Argentina. E-mail: lnieva@unsa.edu.ar y rvera@unsa.edu.ar

munidad a través de la aplicación de índices de diversidad, 3) detectar asociaciones y covariaciones interespecíficas, 4) analizar si existe variación en la composición de especies en las diferentes estaciones climáticas.

MATERIALES Y METODOS

Sitio de muestreo

Se ubica en el paraje La Ciénaga, río Arias, a 12 Km al oeste de la ciudad de Salta, Argentina. Sus coordenadas geográficas 65°30'O y 24°45'S, ubicada a los 1300 m.n.m. de altitud, pendiente suave de 2-3 % en el punto de cierre de la subcuenca. (Fig. 1).

METODOLOGIA

Se realizaron muestreos mensuales entre Agosto de 1995 y Diciembre de 1996. El material se recolectó en horas del día, utilizando redes de copo, líneas y anzuelos.

Los ejemplares de fijaron en formaldehído al 10 %. En laboratorio se realizó la determinación taxonómica según Ringuelet *et al.* (1967, 1975), López *et al.* (1987) y Nelson (1994). Se separaron los ejemplares determinándose la abundancia de cada especie (Begon *et al.*, 1988). El material recolectado se encuentra depositado en la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Salta (FCN - ZG N° 100 a 112).

La metodología estadística empleada fue según Ludwig y Reynolds (1988) y Hill (1973), las cuales se basan en las siguientes relaciones estadísticas:

N_0 : numero total de especies,

$N_1 = e^H$ (especies abundantes, donde H es el índice de Shannon)

$N_2 = 1/D$ (especies muy abundantes, donde D es el índice de Simpson)

Al mismo tiempo se calculo la equitabilidad utilizando el índice modificado de Hill.

$$E_5=(N_2-1/(N_1-1)$$

La asociación interespecífica se determinó mediante la utilización del índice de asociación total (Vr) y el índice de Jaccard (presencia-ausencia), mientras que para determinar la covariacion interespecífica se utilizó el índice de correlación no paramétrica de Spearman (Ludwig y Reynolds, 1988).

RESULTADOS

Composición específica

Durante el periodo de estudio fueron registradas en el paraje La Ciénaga, río Arias, 12 especies pertenecientes a los Ordenes Characiformes, Siluriformes y Cyprinodontiformes (Ringuelet *et al.*, 1967, 1975; López *et al.*, 1987; Menni *et al.*, Lopretto *et al.*, 1995). (Tabla I).

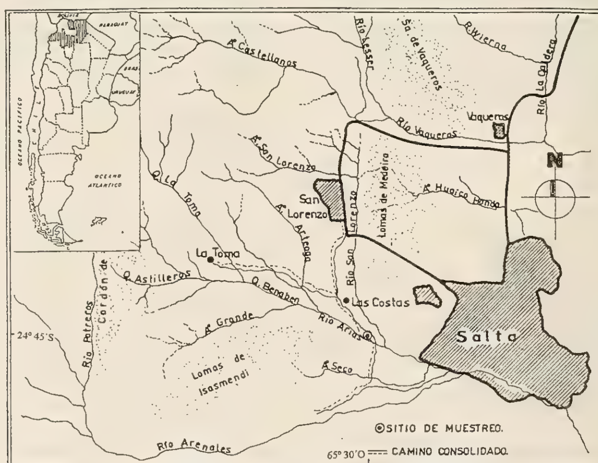


FIGURA 1. Ubicación del área de estudio: Paraje La Ciénaga.

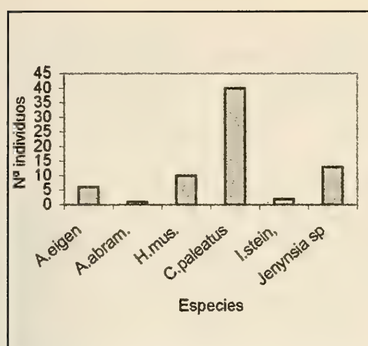


FIGURA 2. Abundancia total de las especies recolectadas en otoño.

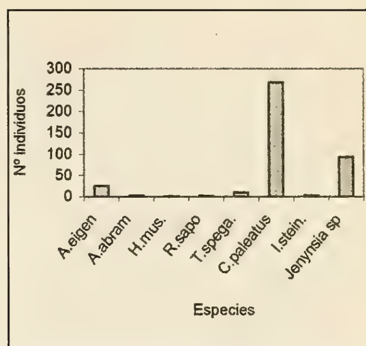


FIGURA 3. Abundancia total de las especies recolectadas en invierno.

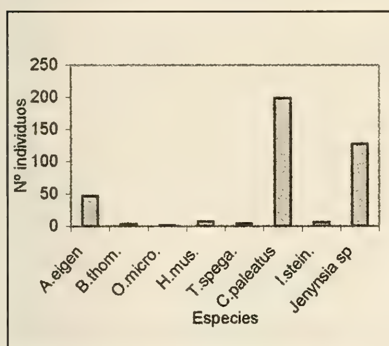


FIGURA 4. Abundancia total de las especies recolectadas en primavera.

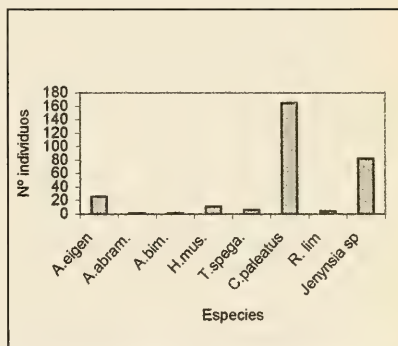


FIGURA 5. Abundancia total de las especies recolectadas en verano.

Estructura de la comunidad

Los resultados de los índices de diversidad y equitatividad obtenidos en cada estación se registran en la Tabla II. La riqueza de especies varió estacionalmente, en otoño estuvieron presentes menos especies que en el resto de las estaciones (Tabla I).

De las especies presentes *Astyanax eigenmanniorum*, *Heptapterus mustelinus*, *Corydoras paleatus* y *Jenynsia* sp. se encontraron en las cuatro estaciones (Tabla I).

En el otoño se realizó un muestreo el 1/5/95 y se registró la presencia de 6 especies pertenecientes a los ordenes: Characiformes, Siluriformes y Cyprinodontiformes (Tabla I).

La mayor abundancia de peces recolectados en orden decreciente correspondieron a *C. paleatus*, *Jenynsia* sp., *H. mustelinus*, *A. eigenmanniorum*, *I. Stenbachi* y *A. abramis* (Fig. 2), de los cuales el 35 % fueron abundantes y estuvieron uniformemente representadas (Tabla II).

En el invierno se realizaron tres muestreos en las siguientes fechas: 23/8/95; 26/7/96; 23/8/96 registrándose la presencia de 8 especies pertenecientes a los ordenes: Characiformes, Siluriformes y Cyprinodontiformes (Tabla I).

La mayor cantidad de peces recolectados correspondió a *C. paleatus*, *Jenynsia* sp., *A. eigenmanniorum*, *T. Spegazzinii*, *A. abramis*, *I. stenbachi*, *R. sapo* y *H. mustelinus* (Fig 3). Del total de especies el 27 % fueron abundantes y estuvieron bien representadas (Tabla II).

El valor asociación total (Vr) obtenido para esta estación esta representado en la tabla III. Este valor indicó asociaciones positivas entre las especies presentes en el ambiente. Mas específicamente fueron

registradas tendencias en las asociaciones de los diferentes pares de especies, aunque los resultados no llegaron a ser representativos. Entre ellos podemos citar las tendencias a asociarse entre *Heptapterus mustelinus* y las siguientes especies: *Trychomycterus spegazzinii*, *Astyanax abramis* e *Ixinandria stenbachi* y entre *Astyanax abramis* e *Ixinandria stenbachi*; *T. Spegazzinii* con *A. abramis* e *I. stenbachi* (Tabla IV).

No se observaron covariaciones significativas entre los pares de especies presentes en esta estación (Tabla V).

En la primavera, se realizaron siete muestreos en las siguientes fechas: 6/10/95; 9/11/95; 14/9/96; 4/10/96; 20/11/96; 20/12/96; 1/11/96, registrándose la presencia de 8 especies pertenecientes a los ordenes: Characiformes, Siluriformes y Cyprinodontiformes (Tabla I).

Las especies mas abundantes en esta estación fueron: *C. paleatus*, *Jenynsia* sp., *A. eigenmanniorum*, seguidas por *H. mustelinus*, *I. stenbachi*, *T. Spegazzinii*, *B. thomasi* y *O. microcephala* (Fig. 4). Del total de especies el 33 % fueron abundantes y para esta estación se obtuvo el mayor valor de equitatividad (0.73). (Tabla II).

El valor de asociación total (Vr) obtenido indica que hay asociación general entre las especies presentes en la primavera (Tabla III). Se observan tendencias a asociarse entre los siguientes pares de especies: *T. spegazzinii* - *O. microcephala*; *T. spegazzinii* - *B. Thomasi* y *O. microcephala* - *B. Thomasi* (Tabla VI).

Covariaciones significativas se observaron entre los siguientes pares de especies: *T. spegazzinii* - *I. stenbachi*; *T. spegazzinii* - *O. microcephala*; *T. spegazzinii* - *B. thomasi*; *I. stenbachi* - *O. microcephala*; *I. stenbachi* - *B. Thomasi* y *O. microcephala* - *B. thomasi* (Tabla VII). Se observó covariación negativa entre *C. paleatus* y *Jenynsia* sp., ya que al aumentar la abundancia de *C. paleatus* disminuyó la cantidad de *Jenynsia* sp. (Tabla VII).

En el verano se efectuaron seis muestreos en las siguientes fechas: 29/12/95; 13/1/96; 27/2/96; 15/3/96; 28/12/96. Se constató la presencia de las 8 especies ya mencionadas (Tabla I).

Las especies más abundantes fueron *C. paleatus*, *Jenynsia* sp., *A eigenmanniorum*, *H. mustelinus*, *T. spegazzinii*, *R. lima*, *A. abramis* y *A. bimaculatus* (Fig. 5). Del total de especies registradas, el 33 % fueron abundantes y estuvieron bien representadas (E: 0.66) (Tabla II).

El valor de asociación total (Vr) obtenido para el verano (Tabla III), indica que en general no hay asociación entre las especies presentes, sólo se observó una tendencia a asociarse entre el siguiente par de especies: *A. abramis* y *A. bimaculatus* (Tabla VIII).

Las covariaciones significativas se dieron entre los siguientes pares de especies: *A. eigenmanniorum* - *H. mustelinus*; *H. mustelinus* - *T. spegazzinii*; *A. abramis* - *A. bimaculatus* (Tabla IX).

DISCUSION

Las especies encontradas en el río Arias fueron citadas por Ringuelet (1967, 1975) para los ríos Bermejo, Piedra, Dorado y Arroyo Calchaquí y por Gonzo *et al.* (1998) para el arroyo Gallinato, Río La Caldera y Río Mojotoro.

La fauna de peces del río Arias esta conformada por formas paranenses y andinas (Ringuelet, 1975) representadas por Characiformes (41,66 %) con la Familia Characidae; Siluriformes (50 %) con las Familias Pimelolidae, Trichomycteridae, Callichthyidae y Loricariidae y Cyprinodontiformes (8,4 %) representada por la Familia Anablepidae.

La composición de peces del río Arias solo puede ser comparada con los datos obtenidos por Gonzo *et al.* (1998) para ríos de bajo orden pertenecientes a la cuenca del Bermejo en la provincia de Salta, donde también las especies dominantes fueron *A. eigenmanniorum*, *C. paleatus* y *Jenynsia* sp.

CONCLUSIONES

- La composición especifica no varió de manera significativa en las diferentes estaciones.
- De las 12 especies encontradas en el río Arias, las más abundantes y frecuentes en las cuatro estaciones fueron *C. paleatus* (57,6 %), *Jenynsia* sp. (27 %) y *A. eigenmanniorum* (8.9 %). Las especies menos abundantes y frecuentes fueron *O. microcephala*, *R. sapo* y *R. lima*.
- Los valores de la asociación total (Vr) obtenido para cada estación nos permite inferir que el número mínimo de muestreos para obtener resultados significativos no debe ser inferior a tres, para este ambiente.
- Las asociaciones y covariaciones significativas obtenidas en invierno y primavera estarían relacionadas con una mayor estabilidad del ambiente, ya que se trata de un río de régimen estival.
- Los resultados obtenidos nos permite inferir que la comunidad de peces del río Arias está bien estructurada, con especies abundantes, muy abundantes y todas bien representadas.

AGRADECIMIENTOS

Al Profesor Luis Tolosa por su colaboración en las tareas de campaña.

BIBLIOGRAFIA

Begon, M., J. Harper y C. Townsend. 1988. Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades. Ed. Omega. Barcelona. 886 p.

Gonzo, G.M. de, V. Martínez, R. Vera y D. Santos. 1998. Utilización de recursos y estructura en gremios de comunidades de peces en ríos de bajo orden. Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 69: 131- 140.

Hill, M.O. 1973. Diversity and evennes: a unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427-432.

Ludwing, J.A. y J.F. Reynolds. 1988. Statistical Ecology. J. Wiley y Sons. 337 p.

Menni, R., A. Miquelarena y H. López. 1995: 1327-1367, *En* Lopretto, E. y G. Tell. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomo III. Ediciones Sur.

Nelson, J.S. 1994. Fishes of the World. 3[rd]. Edition. John Wiley & Sons, Inc. 541 p.

Pontussi, E. 1987. Características físicas y químicas de las aguas superficiales del Valle de Lerma (Prov. de Salta. Rep. Argentina). Universidad Católica de Salta. Dir. Gral. Agropecuaria. Informe N° 1. 540 p.

Ringuelet, R.A., R.H. Aramburu y A. Alonso de Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científica de la Provincia de Buenos Aires. La Plata. Argentina. 602 p.

____ 1975. Zoología y Ecología de peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *ECOSUR* 2(3): 1-222.

TABLA I. Resumen de las especies de peces recolectadas en el Paraje La Ciénaga, durante el período de estudio. X: especies presentes, 0: especies ausentes.

ORDEN	FAMILIA	ESPECIES	OTOÑO	INVIERNO	PRIMAVERA	VERANO
Characiformes	Characidae	*Astyanax eigenmanniorum* (Cope, 1894)	X	X	X	X
		Astyanax abramis (Jenyns, 1842)	X	X	0	X
		Astyanax bimaculatus (Linné, 1758)	0	0	0	X
		Bryconamericus thomasi (Boulenger, 1887)	0	0	X	0
		Odontostilbe microcephala (Eigenmann, 1907)	0	0	X	0
Siluriformes	Pimelodidae	*Heptapterus mustelinus* (Valenciennes, 1840)	X	X	X	X
	Trichomycteridae	*Rhamdia sapo* (Valenciennes, 1840)	0	X	0	0
		Trichomycterus spegazzinii (Berg, 1897)	0	X	X	X
	Callichthyidae	*Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842)	X	X	X	X
	Loricariidae	*Ixinandria stenbachi* (Regan, 1906)	X	X	X	0
		Rineloricaria lima (Kner, 1854)	0	0	0	X
Cyprinodontiformes	Anablepidae	*Jenynsia* sp. (Günther, 1866)	X	X	X	X
Total		12	6	8	8	8

TABLA II. Indices de diversidad y equitatividad en los muestreos estacionales. E: estación; I: índices; S: número de especies; N_1 y N_2; índices de diversidad de Hill; λ: índice de diversidad de Simpson; H`: índice de diversidad de Shannon; E: índice de equitatividad de Hill.

E I	OTOÑO	INVIERNO	PRIMAVERA	VERANO
S	6	8	8	8
N_1	3.58	2.68	3.31	3.29
N_2	2.78	2.02	2.68	2.53
λ	0.35	0.49	0.37	0.39
H'	1.27	0.98	1.19	1.19
E	0.68	0.60	0.73	0.66

TABLA III. Vr: índice de Asociación total para cada estación; S: número de especies; N: número de unidades de muestreo; W: estadístico de comparación; X^2: chi cuadrado.

ESTACIONES	S	N	Vr	W	X^2
Otoño	6	1	1.70	1.70	0.003- 3.84
Invierno	8	3	3.16	9.50	0.35 - 7.81
Primavera	8	7	2.25	15.75	2.17 - 14.06
Verano	8	6	1.35	8.29	1.63 - 12.59

TABLA IV. Por debajo de la diagonal: Indice de Jaccard para cada par de especies en Invierno. Por encima de la diagonal valores de che cuadrado con la corrección de Yates. *Asociación significativa. I: indeterminado.

Especie	*C. pale*	*A. eige*	*J.* sp.	*H. mus.*	*T. speg.*	*A. abra.*	*I. sten.*	*R. sapo*
C. pale.		I	I	I	I	I	I	I
A. eige	I		I	0.188	0.188	0.188	0.188	0.188
J. sp.	I	I		I	I	I	I	I
H. mus.	I	0.500	I		0.188	0.188	0.188	0.188
T. speg.	I	0.500	I	1.000*		0.188	0.188	0.188
A. abra.	I	0.500	I	1.000*	1.000*		0.188	0.188
I. sten.	I	0.500	I	1.000*	1.000*	1.000*		0.188
R. sapo	I	0.500	I	0	0	0	0	

TABLA V. Indice de Correlación de Spearman para cada par de especies presentes en Invierno. *Correlaciones significativas (P<0.05). Unidades de muestreo n=3 Valor crítico rs=3.84.

Especie	*C. pale*	*A. eige*	*J.* sp.	*H. mus.*	*T. speg.*	*A. abra.*	*I. sten.*	*R. sapo*
C. pale.								
A. eige	1							
J. sp.	-0.500	-0.500						
H. mus.	0	0	0.866					
T. speg.	0	0	0.866	1				
A. abra.	0	0	0.866	1	1			
I. sten.	0	0	0.866	1	1	1		
R. sapo	0.866	0.866	-0.866	-0.500	-0.500	-0.500	-0.500	

TABLA VI. Por debajo de la diagonal: Indice de Jaccard para cada par de especies en Primavera. Por encima de la diagonal valores de che cuadrado con la corrección de Yates. *Asociación significativa. I: indeterminado.

Especie	*C. pale*	*A. eige.*	*J.* sp.	*T. speg.*	*I. stn.*	*O. micr.*	*B. thom.*	*H. mus.*
C. pale		I	I	I	I	I	I	I
A. eige.	I		I	I	I	I	I	I
J. sp.	I	I		I	I	I	I	I
T. speg.	I	I	I		0.263	0.215	0.215	0.024
I. sten.	I	I	I	0.500		0.263	0.263	0.365
O. micr.	I	I	I	1.000*	0.500		1.215	0.024
B. thom.	I	I	I	1.000*	0.500	1.000*		0.024
H. mus.	I	I	I	0	0.250	0	0	

TABLA VII. Indice de Spearman para cada par de especies en Primavera. *correlaciones significativas (P<0.05). Unidades de muestreo n=7, Valor crítico rs=0.714.

Especie	*C. pale*	*A. eige.*	*J.* sp.	*T. speg.*	*I. stn.*	*O. micr.*	*B. thom.*	*H. mus.*
C. pale								
A. eige.	0.054							
J. sp.	- 0.811*	- 0.321						
T. speg.	- 0.412	- 0.612	0.408					
I. stn.	- 0.157	- 0.668	0.490	0.764*				
O. micr.	- 0.412	- 0.612	0.408	1*	0.764*			
B. thom.	- 0.412	- 0.612	0.408	1*	0.764*	1*		
H. mus.	0.603	0.598	-0.538	- 0.342	- 0.075	- 0.342	- 0.3442	

TABLA VIII. Por debajo de la diagonal: Indice de Jaccard para cada par de especies en Verano. Por encima de la diagonal: valores de che cuadrado con la corrección de Yates. *Asociación significativa. I: indeterminado.

Especie	*C. pale*	*A. eige.*	*J.* sp.	*H. mus.*	*T. speg.*	*R. lima.*	*A. abra.*	*A. bim.*
C. pale.		0.960	0.960	0	0.150	0.960	0.960	0.960
A. eige.	0.667		0.960	0	0.150	0.960	0.960	0.960
J. sp.	0.667	0.667		0	0.150	0.960	0.960	0.960
H. mus.	0.600	0.600	0.600		0.750	0	0	0
T. speg.	0.400	0.400	0.400	0.667		0.150	0.150	0.150
R. lima	0.200	0.200	0.200	0.333	0		0	0
A. abra.	0	0.200	0.200	0	0	0		1
A. bim.	0	0.200	0.200	0	0	0	1*	

TABLA IX. Indice de Spearman para cada par de especies en Verano. *Correlaciones significativas (P<0.05). Unidades de muestreo n=6, Valor crítico rs=0.829.

Especie	*C. pale*	*A. eige.*	*J.* sp.	*H. mus.*	*T. speg.*	*R. lima.*	*A. abra.*	*A. bim.*
C. pale.								
A. eige.	0.265							
J. sp.	-0.667	- 0.045						
H. mus.	. 0.278	0.906*	- 0.188					
T. speg.	0.068	0.679	0	0.876*				
R. lima.	0.131	0.270	- 0.399	0.141	- 0.310			
A. abra.	-0.655	- 0.135	0.664	- 0.424	- 0.310	- 0.200		
A. bim.	-0.6	- 0.135	0.664	- 0.424	- 0.310	- 0.200	1*	

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 91-103, 2001

ESTADO DE CONSERVACION DE LA ICTIOFAUNA DE LAS SIERRAS PAMPEANAS DE LA PROVINCIA DE CORDOBA, ARGENTINA

Conservation status of the freshwater ichthyofauna of Sierras Pampeanas, Córdoba, Argentina

SANDRA L.ORLANDINI, LILIANA AUN Y RICARDO MARTORI*

RESUMEN

En este trabajo se evalúa el estado de conservación a nivel provincial y nacional de los peces de las sierras Pampeanas de la provincia de Córdoba. El método utilizado, de Reca *et al.* (1994), adaptado por Bello y Ubeda (1998), consiste en un índice compuesto por 12 variables importantes para la sobrevivencia de las especies más dos variables que ponderan la situación de las especies a nivel local. Los Indices SUMIN y SUMINLOC, se calcularon, para 27 especies autóctonas de ríos y arroyos de las sierras de Córdoba. Se presenta un listado de las especies según necesidad y estado de conservación.

Las especies en situación vulnerable de máxima prioridad para el SUMIN son *Astyanax cordovae, Parodon cf. tortuosus, Trichomycterus corduvense, Gymnogeophagus australis, Heptapterus mustelinus* y *Trichomycterus tenue*. Las especies en situación vulnerable de especial atención son, *Trichomycterus barbouri, Rhineloricaria catamarcensis, Pimelodus albicans y Hoplia malabaricus.*

Para el SUMINLOC las especies en estado vulnerable de máxima prioridad son *Astyanax cordovae, Gymnogeophagus australis, Parodon cf. tortuosus, Trichomycterus corduvense, Heptapterus mustelinus, Trichomycterus barbouri* y *Trichomycterus tenue* .

Las especies vulnerable de especial atención son *Hypostomus commersoni, Rhineloricaria catamarcensis* y *Acrobrycon tarijae.* El resto de las especies en ambos índices no se consideran amenazadas (NA).

Las variables del índice que contribuyen a aumentar su valor se refieren a distribución, abundancia y uso del espacio vertical.

La priorización obtenida del SUMIN fue comparada con calificaciones anteriores, realizadas por Bertonatti y González (1992) y Chébez y Padilla (1999).

El método utilizado, permite detectar las variables que están afectando a la supervivencia de las especies ícticas autóctonas de la provincia de Córdoba.

*Zoología de Vertebrados, Dpto. de Ciencias Naturales. Facultad. de Ciencias Exactas Físico Químicas y Naturales. UNRC. E-mail: sorlandini@exa.unrc.edu.ar y rmartori@exa.unrc.edu.ar Agencia postal N°3,CP.(5800)

ABSTRACT

The conservation status of the twenty seven species the freshwater ichthyofauna of Sierras Pampeanas, Córdoba was evaluated in the present work, using the index of Reca *et al.*(1994) and adapted for Bello y Ubeda (1998).

A list of ordened species according to the (SUMIN) values was obteined. The species in the highest priority conservation were, *Astyanax cordovae, Parodon cf. tortuosus, Trichomycterus corduvense; Gymnogeophagus australis, Heptapterus mustelinus* and *Trichomycterus tenue* .The species considered in vulnerable situation regarding were *Trichomycterus barbouri, Rhineloricaria catamarcensis, Pimelodus albicans* and *Hoplia malabaricus.*

The SUMINLOC, the species the highest priority conservation were *Astyanax cordovae, Gymnogeophagus australis, Parodon cf. tortuosus, Trichomycterus corduvense, Heptapterus mustelinus, Trichomycterus barbouri* and *Trichomycterus tenue* and the species in vulnerable situation regarding were *Hypostomus commersoni, Rhineloricaria catamarcensis* and *Acrobrycon tarijae.* The rest of the species are not in danger.

The results were compared with conservation evaluations made by other researchers, Bertonatti y González (1992) y Chébez y Padilla (1999).

KEYWORD: Freshwater fishes. Córdoba. Evaluation index. Metodology.

INTRODUCCION

En la provincia de Córdoba al igual que en el resto de Argentina, los peces no han sido evaluados por iniciativa oficial. Existieron unos pocos intentos de calificación de la fauna íctica Argentina, teniendo en cuenta distintos grupos, y aplicando métodos diferentes, (Christie, 1984 a y b; Bertonatti & González,1992; Chébez y Padilla, 1999 y Bello & Ubeda, 1998).

En Argentina los estudios, usos y conservación, de la biodiversidad han cobrado importancia en los últimos años, siendo los inventarios existentes insuficientes para el manejo apropiado de los recursos naturales. Este problema se agudiza por las alteraciones de la cubierta vegetal en los medios terrestres y la contaminación de las aguas, que, en parte, es consecuencia del uso indiscriminado de los recursos bióticos.

En lagos y lagunas de la provincia de Córdoba es frecuente la introducción de especies de peces de valor económico (*Onchorhynchus mykiss* (trucha arco iris), *Cyprinus carpio* (carpa) y *Odontesthes bonariensis* (pejerrey)), con fines económicos y turísticos, lo cual va en desmedro de la fauna local que entra en competencia con estos, por el espacio y el alimento entre otros factores; esto se suma a la contaminación cada vez más evidente de los espejos de agua, por el uso de lanchas o botes a motor. También se ha introducido una especie de importancia sanitaria, *Gambusia affinis*, para controlar plagas de mosquitos.

El objetivo del presente trabajo es:

Evaluar el estado actual de conservación de la fauna íctica de las Sierras Pampeanas de la provincia de Córdoba, siguiendo el método propuesto por Reca *et al.* (1994) y adaptado por Bello y Ubeda (1998), a los fines de elaborar pautas de manejo y desarrollar capacidades que contribuyan a la conservación de la misma.

MATERIALES Y METODOS

Area de estudio

Los cursos hídricos de la provincia de Córdoba tienen una distribución irregular como consecuencia de su geomorfología (Capitanelli, 1979). Presentan dos pendientes separadas por las Sierras Pampeanas. La pendiente oriental que comprende, la cuenca del río Suquía o Primero, la cuenca del río Xanaes o Segundo, los ríos y arroyos de la gran faja del sector oriental serrano y pedemontano que derraman hacia la depresión de Mar Chiquita y los cursos del río Ctalamuchita o Tercero y río Chocancharagua o Cuarto que confluyen hacia el río Carcarañá y finalmente desemboca en el río Paraná. El sistema del río Popopis o Quinto y pequeños sistemas dispersos derraman hacia la depresión de los bañados de La Amarga, cuya área se caracteriza por un relieve de escasa pendiente y formaciones medanosas.

La pendiente occidental comprende los ríos, Cruz del Eje, Soto, Pichanas y Guasapampa, que derraman hacia la depresión de las Salinas Grandes y la cuenca del río de los Sauces que derrama hacia el valle de Villa Dolores, de escasa importancia debido a su bajo caudal. (Fig. 1)

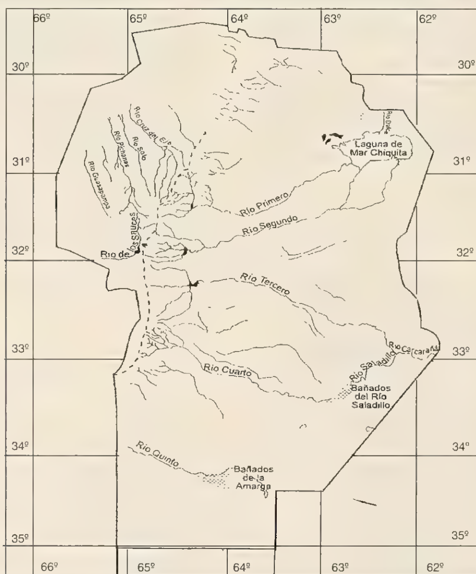


FIGURA 1. Mapa de la provincia de Córdoba, Argentina, muestra las cuencas que conforman el área de estudio.

Fauna estudiada

De las 32 especies de peces, mencionadas para la provincia de Córdoba (sin tomar en cuenta, la ictiofauna del Río Dulce y de la Laguna Mar Chiquita, por no pertenecer a la cuenca de las Sierras Pampeanas de la provincia), se calificaron 27 especies , ya que en un análisis como éste, solo se tienen en cuenta a las especies autóctonas.

(Siguiendo la Clasificación de Nelson, J.S., 1994)

Clase Actinopterygii
Subclase Neopterygii
Orden Characiformes
Fam. Hemiodontidae
Parodon cf. tortuosus
(Eigenmann y Norris, 1900).
Fam. Curimatidae
Cyphocharax voga (Hensel, 1870).
Fam. Erythrinidae
Hoplias malabaricus (Bloch,1794), Eignmann & Kennedy, 1903.
Fam. Characidae
Oligosarcus jenynsi (Gunther, 1864).
Acrobrycon tarijae (Fowler, 1941)
Astyanax cordovae (Günter, 1880) Evermann & Kendall, 1906.
Astyanax eigenmanniorum
(Cope, 1894), Fowler, 1906.
Astyanax fasciatus (Cuvier, 1819), Fowler, 1906.
Astyanax bimaculatus
(Eigenmann, 1921), Fowler, 1906.
Bryconamericus eigenmanni,
Evermann & Kendall, 1906.
Cheirodon interruptus
(Jenuns, 1842), Eig.& Eig., 1891.
O. Siluriformes
Fam. Pimelodidae
Pimelodella laticeps
(Eigenmann, 1917).
Pimelodus albicans
(Valenciennes, 1840), Eig. y Eig., 1888.
Rhamdia sapo
(Valenciennes, 1840), Eig. y Eig., 1888.
Heptapterus mustelinus
(Valenciennes, 1840), Günter, 1864.
Fam. Trichomycteridae
Trichomycterus barbouri
(Eigenmann, 1911)
Trichomycterus corduvense
(Weyenbergh, 1879).
Trichomycterus tenue
(Weyenbergh, 1879).
Fam. Callichthidae
Corydoras paleatus
(Jenyns, 1842), Eig. y Eig., 1888.
Fam. Loricaridae
Rhineloricaria catamarcensis
(Berg, 1895).
Hypostomus cordovae
(Günter, 1880).
Hypostomus commersoni
(Valenciennes, 1840).
Orden Cyprinodontiformes
Sub. Orden Cyprinodontoidei
Fam. Anablepidae
Jenynsia lineata
(Jenyns, 1842), Günter, 1866.
Fam. Poeciliidae
Cnesterodon decemmaculatus
(Jenyns, 1842), Garman, 1895.
O. Synbranchiformes
Sub. Orden Synbranchoidei
Fam. Synbranchidae
Synbranchus marmoratus
(Bloch, 1795).
O. Perciformes
Sub. Orden Labroidei
Fam. Cichlidae
Cichlasoma facetum (Jenyns, 1842).
Gymnnogeophagus australis
(Eigenmann, 1907).

METODOLOGIA

El estado de conservación de las especies fue evaluado mediante el método de Reca *et al.* (1994) adaptado por Bello y Ubeda (1998), cuyo índice es el SUMIN, compuesto por los valores de 12 variables: DICON, (distribución continental), DINAC, (distribución nacional), AUHA, (amplitud en el uso de hábitat), AUEVE, (amplitud en el uso del espacio vertical), TAM, (tamaño corporal), POTRE, (potencial reproductivo), expresado como número de huevos, como este es desconocido para muchas especies, su valor, se estimó en base a datos de especies conocidas o bien que fueran co-genéricas y tuvieran tamaño y forma de reproducción comparables. (Lavilla, *et al.*, 2000).

AMTRO, (amplitud trófica), ABUND, (abundancia), que hace referencia al tamaño de la población dentro del país y se pondera mediante una escala de abundancia relativa, entendiendo por:

Abundante: A la existencia de grupos poblacionales con gran número de individuos.

Común: La presencia continua de la especie en el área de distribución sin importar el número de individuos poblacionales.

Escasa: Hace referencia, a la existencia de grupos poblacionales con bajo número de individuos.

Raras o muy Raras: A la presencia discontinua de la especie en el área de distribución, con bajo número de individuos poblacionales.

SINTA, (singularidad taxonómica), SING (singularidad), ACEXT, (acción extractiva), PROT, (grado de protección), que representan factores importantes para la sobrevivencia o para la conservación de las especies. Se han considerado como especies protegidas (PROT), a aquellas especies que se encuentran en áreas naturales en las que efectivamente se efectúan tareas de control. Los parques y reservas nominales o aquellas que no tienen acciones de gestión efectivas o cuya superficie reducida no garantiza protección significativa para la especie en cuestión no fueron tenidas en cuenta para la valoración de esta variable. (Lavilla, *et. al.*, 2000).

Para calcular el SUMINLOC se agregaron a estas 12 variables la variable DILOC, (distribución local) que se refiere a la presencia de la especie, en las distintas cuencas de la provincia de Córdoba y PROLOC que hace referencia al grado de protección local (Provincia de Córdoba).

Los valores establecidos de esta manera, están seguidos por un signo de interrogación.

La descripción de las variables y sus valores posibles se presentan en la Tabla I.

El valor del índice SUMIN es la suma de los valores asignados a cada variable, pudiendo tomar valores entre 0 y 30, implicando los valores más altos una mayor necesidad de conservación : SUMIN= vi (entre 1 y 5)

En ella las ponderaciones de las variables se dan en números enteros entre 0 a 5, en caso de considerarse la ponderación intermedia entre dos valores se utilizaron números decimales.

Tabla I. Variables que componen los Índices (SUMIN y SUMINLOC) de calificación y sus valores posibles,

Variables	VALOR 0	VALOR 1	VALOR 2	VALOR 3	VALOR 4	VALOR 5
DICON	todo el continente o su mayor parte	aproximadamente la mitad del continente	menos de la mitad del continente, en forma disyunta o continua	restringida		
DINAC	todo el país o su mayor parte	aproximadamente la mitad del país	menos de la mitad del país	restringida	muy localizada o endemismo	micro-endemismo
AUHA	puede utilizar 4 o más ambientes	puede utilizar 2 a 3 ambientes	puede utilizar solo 1 ambiente, o necesita más de 1			
AUEVE	puede utilizar 4 o más estratos	puede utilizar 2 a 3 estratos	puede utilizar solo un estrato, o necesita más de 1			
TAM	menos de 25 cm. o menor de 250 gr.	de 25 a 75 cm. o 250 a 700 gr.	mayor de 75 cm. o mayor de 700 gr.			
POTRE	elevado	mediano	bajo			
AMTRO	omnívoras y herbívoras generalistas	herbívora especialista, detritívoro, carnívoras generalista. y carroñeros	carnívora especialista			
ABUND	Abundante o común	Escasa	Rara o muy rara			
SINTA	ausencia	pertenece a un genero monotípico	pertenece a familia o taxon de nivel superior monotípico y monoespecífico			
SING	ausencia	presencia				
ACEXT	no hay	Por ser considerados plagas o perjudiciales, para carnada o para uso de subproductos	Caza o pezca deportiva y/o explotación comercial a mediana escala	extracción por dos o más de los motivos anteriores	explotación intensiva de carne, harina, etc.	
PROT	Protegida por 3 o más unidades de conservación	Protegida por 2 unidades de conservación	Protegida por 1 unidad de conservación	No protegida		
DILOC	3 a 5 cuencas, (abundante o común)	2 cuencas, (escasa)	1 cuenca, (rara o muy rara)			
PROLOC	Protegida por 3 o más unidades de conservación	Protegida por 2 unidades de conservación	Protegida por 1 unidad de conservación	No protegida		

Así se obtuvo un SUMIN para cada especie que representa su situación en la Argentina, y un SUMINLOC, que representa los requerimientos de conservación de la Ictiofauna del área estudiada, (Sierras Pampeanas de la provincia de Córdoba).

La información necesaria para la calificación, fue obtenida por consulta bibliográfica, de: Anónimo, 1968; Anónimo,1997; Aquino, 1993; Bertolio y Gutierrez, 1988; Bistoni *et al.*, 1986, 1996; Burkart y Ruiz, 1994; Escalante, 1983; Espinac *et al.*, 1990; Fabiano *et al.*, 1992; Fernandez, 2000; Ferris y López, 1987; Gutierrez *et al.*, 1983; Gutierrez *et al.*, 1986; Haro y Gutierrez, 1985; Haro *et al.*, 1986; Haro *et al.*, 1987; Haro *et al.*, 1991; Haro *et al.*, 1996; Haro y Gutierrez, 1993; Haro y Bistoni, 1994, 1996; López *et al.*, 1987; López *et al.*, 1996; López, 1992; Luchini y Rangel, 1981; Menni *et al.*, 1984; Miquelarena y Aquino, 1999; Nelson, 1994; Ringuelet, *et al.*, 1967; Ringuelet, 1975a, 1975b; Sagretti y Bistoni, 1993; Thormahlén de Gil, 1949; Vales y Haro, 1993; Weyenbergh, 1877; Wilson, 1992, y datos personales.

Los valores correspondientes al SUMINLOC se ordenaron en forma descendente. Obteniéndose así un listado orientador del estado y/o necesidad de conservación de las especies. Aquellas especies cuyo índice es mayor o igual que el valor de la media estadística,se consideraron especies vulnerablesque merecen especial atención (V.EA) y aquellas especies cuyo índice supera la media estadística más un desvío standard son consideradas especies vulnerables de máxima prioridad (V.MP).

El SUMIN se comparó con las calificaciones dadas por Bertonatti y González (1992) y Chébez y Padilla (1999).

RESULTADOS

Los valores de categorización del (SUMINLOC), para la provincia de Córdoba, se ordenaron en forma descendente. En la Tabla II se observan diferencias de categorización de las especies a nivel nacional y provincial, hecho que debe ser tenido muy en cuenta al momento de hacer un análisis de situación de las especies con fines de conservación. El Gráfico 1, contrasta los resultados del SUMIN y SUMINLOC y el grado de desconocimiento (?), obtenidos al ponderar los datos que se tienen de cada especie en la actualidad.

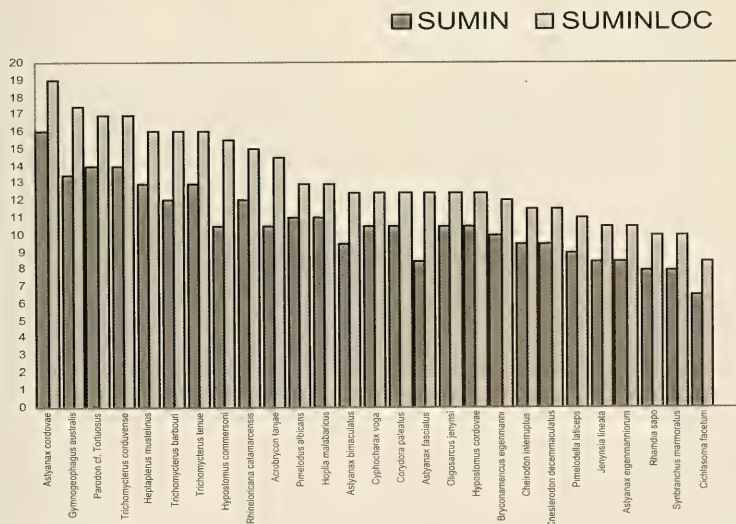


Gráfico 1. Resultados del Indice SUMIN y SUMINLOC, para cada especie.

Tabla II. Resultados del SUMIN y SUMINLOC.

Especies / Variables	DICON	DIINAC	AUHA	AUEVE	TAM	POTRE	AMTRO	ABUND	SINTA	SING	ACEXT	PROT	SUMIN	CAT.	PROLOC	DILOC	SUMINLOC	CAT.
Astyanax cordovae	3	4.5	2	0	0	1?	0	2	0	1	0.5	2?	16 +??	VMP	2?	1	19 +???	VMP
Gymnogeophagus australis	3	3	2	0	0	0	2	0	0	1	0.5	2?	13.5 +?	VMP	3?	1	17.5 +??	VMP
Parodon cf. tortuosus	3	3	2	1	0	?	1	2	0?	0	0	2?	14 +???	VMP	2?	1	17 +????	VMP
Trichomycterus corduvense	3	2	2	2	0	1?	2	0	0	0	0	2?	14 +??	VMP	3?	0	17 +???	VMP
Heptapterus mustelinus	3	2	2	2	1	?	2	0	0	0	0	1?	13 +??	VMP	2?	1	16 +???	VMP
Trichomycterus barbouri	3?	2?	2	2	0	1?	?	?	0	?	?	2?	12 +????????	V EA	2?	2	16 +?????????	VMP
Trichomycterus tenue	3	3	2	2	0	1?	?	0	0	0	0	2?	13 +???	VMP	2?	1	16 +????	VMP
Hypostomus commersoni	3	2	0	2	1	0?	0.5	0	0	0	0	2?	10.5 +??	NA	3?	2	15.5 +???	V EA
Rhineloricaria catamarcensis	3	3	1	2	0	1?	0	0	0	0	0	2?	12 +??	V EA	3?	0	15 +???	V EA
Acrobrycon tarijae	3	2	1	0	0	?	0	1	1	0	0.5	2?	10.5 +??	NA	3?	1	14.5 +???	V EA
Pimelodus albicans	3	2	0	1	1	1?	1	0	0	0	1	1?	11 +??	V EA	2?	0	13 +???	NA
Hoplia malabaricus	0	2	0	2	1	0?	2	0	1	1	2	0	11 +?	V EA	2?	0	13 +??	NA
Astyanax bimaculatus	1	2	1	0	0	1?	1	1	0	0	0.5	2?	9.5 +??	NA	2?	1	12.5 +???	NA
Cyphocharax voga	2	3	0	1	0	1?	1	0	0	0	0.5	2?	10.5 +??	NA	2?	0	12.5 +???	NA
Corydora paleatus	2	2	0	2	0	1?	1	0	0	0	0.5	2?	10.5 +??	NA	2?	0	12.5 +???	NA
Astyanax fasciatus	1	1	1	0	0	1?	2	1	0	0	0.5	1?	8.5 +??	NA	3?	1	12.5 +???	NA
Oligosarcus jenynsi	3	2	0	1	0	?	1	1	0	0	0.5	2?	10.5 +??	NA	2?	0	12.5 +???	NA
Hypostomus cordovae	3	2	0	2	1	0	0.5	0	0	0	0	2?	10.5 +?	NA	2?	0	12.5 +??	NA
Bryconamericus eigenmanni	3	3.5	0	1	0	1?	1	0	0	0	0.5	0?	10 +??	NA	2?	0	12 +???	NA
Cheirodon interruptus	3	3	0	0	0	?	1	0	0	0	0.5	2?	9.5 +??	NA	2?	0	11.5 +???	NA
Cnesterodon decemmaculatus	2	2	1	2	0	1?	0	0	1	0	0.5	0	9.5 +?	NA	2?	0	11.5 +??	NA
Pimelodella laticeps	2	2	1	1	0	0	1?	0	0	0	0	2?	9 +??	NA	2?	0	11 +???	NA
Jenynsia lineata	2	1	0	2	0	2	1	0	0	0	0.5	0	8.5	NA	2?	0	10.5 +?	NA
Astyanax eigenmanniorum	2	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0.5	2?	8.5 +?	NA	2?	0	10.5 +??	NA
Rhamdia sapo	2	2	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	8	NA	2?	0	10 +?	NA
Synbranchus marmoratus	1	2	0	0	2	0?	2	0	0	0	1	0?	8 +??	NA	2?	0	10 +???	NA
Cichlasoma facetum	2	2	0	0	0	0	1	0	0	1	0.5	0	6.5	NA	2?	0	8.5 +?	NA

SUMIN: X = 10,7
S = 2,2
X + s = 12,9
= 288

SUMINLOC: X = 13,3
s = 2,7
X + s = 16,0
= 360

Categorías:
NA, no amenazada
V.EA, Vulnerable, de especial atención
V.MP, Vulnerable, de máxima prioridad

La distribución de frecuencias de los valores del Indice SUMIN y SUMINLOC, se muestran en el Gráfico 2, (los valores con coma, son llevados al valor próximo entero superior).

De las 27 especies en las cuales se basó la evaluación del estado de conservación, se obtuvieron los siguientes resultados:

Valor mínimo, SUMIN,6,5 (seis coma cinco)+??? y SUMINLOC 8,5 (ocho coma cinco) +????, para *Cichlasoma facetum*.

Valor máximo, SUMIN 16 (dieciseis)+ ?? y SUMINLOC 19 (diecinueve) +???, para *Astyanax cordovae*.

Los estadísticos de distribución calculados son:

SUMIN, Media: 10.7; Desvío estándar: 2,2; Media + desvío estándar: 12,9.

SUMINLOC Media: 13,3; Desvío estándar: 2,7; Media + desvío estándar: 16,0.

A partir de los estadísticos, se puede decir que para el SUMIN, existen 10 especies, el 37 % superan la media del indice por lo tanto son consideradas especies vulnerables. Dentro de esta categoría un 15 % son las llamadas especies vulnerables de especial atención (VEA) como *T. barbouri, R. catamarcensis, P. albicans, H. malabaricus* y un 15 % son las especies vulnerables de máxima prioridad (V.MP) como *A. cordovae, P. cf. tortuosus, T. corduvense, G. australis, T. tenue* y *H. mustelinus*.

Mientras que para el SUMINLOC este porcentaje es el (37 %) de especies vulnerables se presenta de la siguiente manera, el 11 % son especies vulnerables de especial atención(V.EA), como *H. commersoni, R. catamarcensis* y *A. tarijae y las* especies vulnerables de máxima prioridad (V.MP), que representan el (26 %) son *A. cordovae, G. australis, P. cf. tortuosus, T. corduvense, H. mustelinus T. barbouri* y *T. tenue*.

Una forma de analizar la Tabla II, fue llevar los resultados de las variables a porcentajes y realizar gráficos de torta (Gráfico 3).

La variable de distribución, a nivel continental (DICON) el 55 % de las especies tienen distribución restringida, el 30 % se distribuye en menos de la mitad del continente y el 11 % restante en áreas mayores a la media continental Mientras que a nivel nacional (DINAC), el 63 % ocupa menos de la mitad del país, el 22 % tiene distribución restringida y solo dos especies tienen distribución muy localizada *B. eigenmanni* y *A. cordovae* (8 %) estas representan un endemismo para la provincia. (Gráfico 3 a y b; Tabla II)

Variables inherentes a las especies como AUHA, muestran que el 52 % de ellas, pueden utilizar cuatro o más ambientes; éstos en general son ríos y arroyos de sierra y de llanura, en aguas someras a profundas, el 22 % que usa menos ambientes en general no utiliza las aguas profundas y el otro 26 % solo vive en ambientes bien definidos (Gráfico 3 c; Tabla II). El AUEVE, indica que el 33 % de las especies se desarrollan en aguas someras y vegetadas, el 26 % en aguas someras más fondos mientras que sólo el 41 % es capaz de utilizar gran parte de los estratos de la columna de agua. (Gráfico 3 d; Tabla II).

Con referencia al TAM, el 77 % de las especies, tiene un tamaño, menor a 25 cm, solo una especie (4 %) mide más de 75 cm y el 19 % restante, corresponde a especies con un tamaño entre 25 y 75 cm. (Gráfico 3 e; Tabla II).

La amplitud trófica, AMTRO indica, que el 49 % de las especies son omnívoras con tendencia al carnivorísmo, el 15 % son omnívoros y el 22 % carnívoros, mientras que un 7 % son omnívoros con tendencia a ser iliófagos y el otro 7 % representa a las especies de *T. tenue* y *T. barboui*. (Gráfico 3 f; Tabla II).

La abundancia ABUND presenta variaciones tanto a nivel nacional como local; del grupo total, el 74 % es abundante y/o común a nivel nacional, el 15 % son especies escasas, el 7 % restante corresponde a especies raras o muy raras y solo de una especie se tiene escasa información, *T. barbouri*, que su dieta es desconocida.(Gráfico 3 g; Tabla II).

El 89 % de las especies citadas, no presentan singularidades taxonómicas SINTA y solo tres especies, el 11 % pertenecen a géneros monotípicos. Solo una especie *P. cf. tortuosus* tiene su taxonomía en discusión. (Gráfico 3 h; Tabla II).

Ponderando características que pueden hacer que las especies sean más vulnerables como la SING, se vio que solo un 15 % de las especies la presentaban y estas en general tenían que ver con la reproducción y el comportamiento. (Gráfico 3 j; Tabla II).

La acción extractiva ACEXT en la provincia, se halla dirigida a especies de buen tamaño o bien especies vistosas para acuarios. El 30 % de la ictiofauna no sufre acciones de este tipo, por lo menos de forma intencional, un 51 % de las especies es capturada en la búsqueda de peces mayores, el 11 % son extraídos a pequeña escala para consumo personal, solo un 4 % para pesca deportiva y comercial y el otro 4 % se desconoce su uso. (Gráfico 3 k; Tabla II).

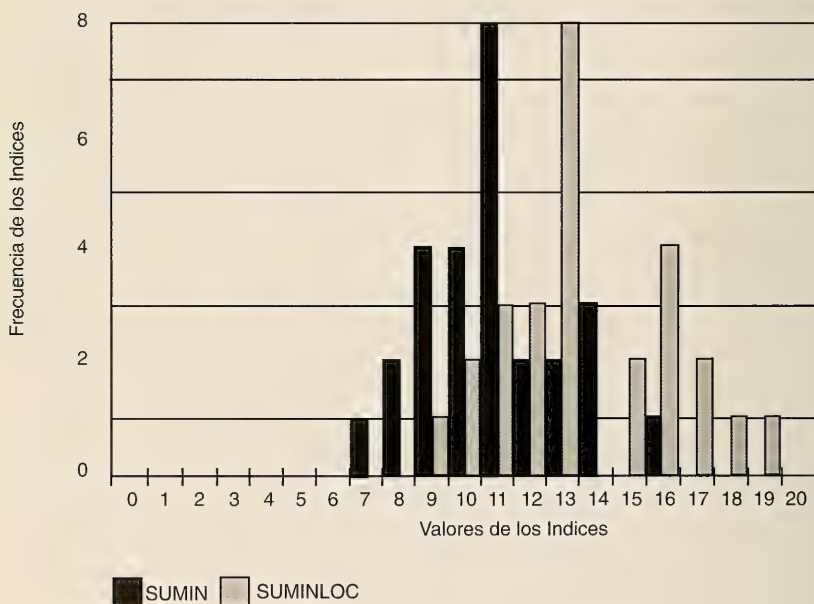
A nivel provincial (DILOC) el 63 % de las especies es abundante o común, el 30 % es escasa y el resto (7 %) es rara o muy rara. (Gráfico 3 n; Tabla II).

Las variables que mayor dificultad presentaron al momento de ser ponderadas, fueron POTRE, PROT y PROLOC, que se refieren a potencial reproductivo y grado de protección nacional y local respectivamente, debido a que en algunas especies faltan estos datos (Tabla I)

El potencial reproductivo POTRE, presentó un 26 % de incertidumbre, el 51 % de las especies, son de mediano potencial, el 19 % elevado y el 4 % restante de bajo potencial. (Gráfico 3i, Tabla II).

El grado de protección nacional PROT, determinó que un 63 % de las especies están o podrían estar protegidas por al menos una unidad de conservación, el 11 % por al menos dos unidades de conservación y el 26 % por tres o más unidades de conservación. (Gráfico 3l, Tabla II). La protección a nivel local PROLOC, si bien presenta un 100 % de incerteza, se puede decir que el 78 % podría encontrarse en por lo menos un área o unidad de conservación y el resto no están protegidas. La duda se debe a que en la provincia se conoce la existencia de 26 áreas protegidas (Anónimo, 1997) entre reservas, refugios, etc. provinciales, municipales, científicos y privados, pero se desconoce el manejo de la flora y la fauna que en ellas existe. (Gráfico 3m, Tabla II).

Gráfico 2. Distribución de frecuencias SUMIN y SUMINLOC.



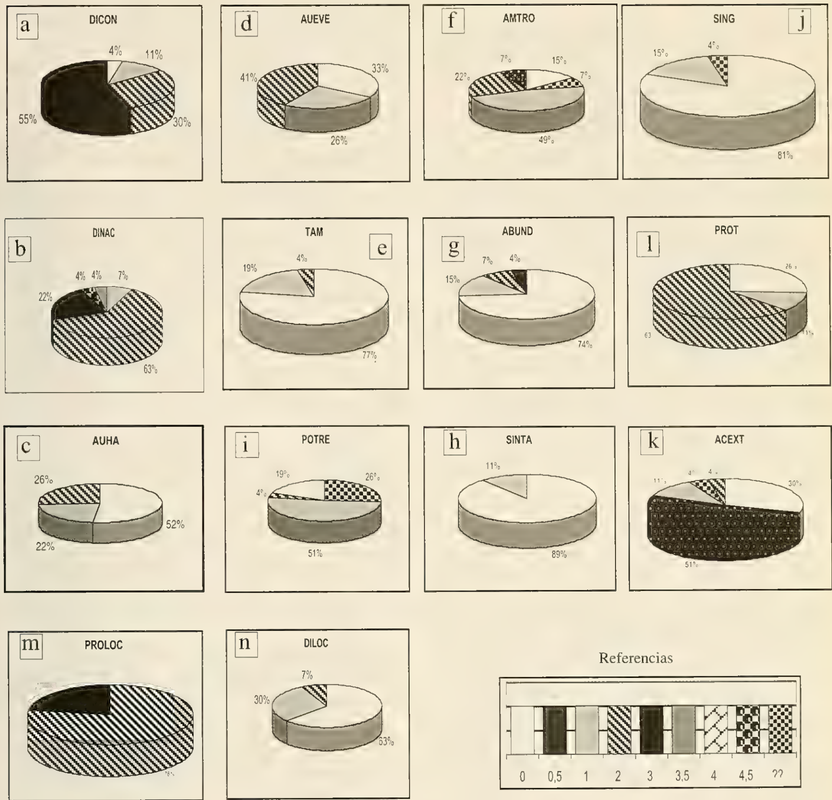


GRÁFICO 3. Diagrama porcentual del análisis de cada variable.

DISCUSION Y CONCLUSION

Del presente trabajo se desprende que existen en la provincia de Córdoba para el SUMNILOC, 10 (diez) especies vulnerables, 3 (tres) de ellas merecen especial atención (V.EA) y las 7 (siete) restantes merecen máxima prioridad (V.MP). Y en el ámbito nacional (SUMIN) hay 10 (diez) especies vulnerables, 5 (cinco) de ellas merecen espacial atención (V.EA) y las 5 (cinco) restantes merecen máxima prioridad (V.MP).

Dentro de la provincia de Córdoba, son solo tres las especies que por ser vulnerables, merecen especial atención, *H. commersoni, A. tarijae* y *R. catamarcensis*, las dos primeras están distribuidas en una y dos cuenca respectivamente y no se hallan amenazadas fuera de la provincia. *R catamarcensis* se encuentra en la misma situación tanto a nivel provincial como nacional.

La situación de *H. cordovae* y *H. commersoni* es la misma a nivel nacional (N:A), sólo *H. commersoni* es vulnerable (V.EA) en la provincia de Córdoba, debido a que sólo se lo encuentra en una cuenca de la provincia, por lo que es considerada como una especie rara (difícil de observar y encontrar), no así a nivel nacional, donde tiene amplia distribución y es muy abundante. Algo similar sucede con *A. tarijae*, la cual utiliza menos ambientes

que los anteriores, pero más estratos. *A. tarijae*, es una especie escasa en número, siendo la única especie de su género.

P. albicans y *H. malabaricus*, se hallan en la misma situación a nivel nacional (V.EA). *P. albicans*, presenta restringida distribución continental, es capaz de utilizar más de cuatro ambientes y hasta tres estratos de la columna de agua; *H. malabaricus*, tiene amplia distribución continental pero sólo utiliza el estrato de aguas someras y vegetadas. Ambas superan los 25 cm de longitud y son carnívoras.

En el segundo grupo de especies vulnerables (V.MP) se encuentran las siguiente especies: *A. cordovae, G. australis, P. cf. tortuosus, T. corduvense, H. mustelinus T. barbouri* y *T. tenue.*

T. barbouri, es una especie muy poco conocida, se han asumido que algunas variables son compartidas con otras especies del género y su distribución en una cuenca de la y fuera de cualquier unidad de conservación en la provincia de Córdoba hacen que se la considere como una especie vulnerable (V.EA), fuera de ella, su situación insuficientemente conocida.

Sólo una de las 27 especies, *A. cordovae,* es endémica para la provincia; esto se pone en evidencia con la ponderación de las variables de distribución (DICON=3 y DINAC=4,5), entre las cuales suman más que el valor mínimo del índice, obtenido por otra especie en total. Esta especie presentó el más alto valor de SUMIN (16) y SUMINLOC (19), el motivo está dado por su limitada distribución.

T. tenue, H. mustelinus, T. corduvense, P. cf. tortuosus y *G. australis* obtuvieron valores muy próximos, todos son de distribución restringida o inferior a la mitad del país, pueden utilizar muy pocos ambientes y se presentan sólo en dos o tres cuencas de la provincia, por lo cual se los considera poco comunes o escasos a este nivel. Las diferencias principales se dan en cuanto al ambiente y la alimentación. *H. mustelinus, T. corduvense* y *T. tenue* se encuentran debajo de las piedras, tratando de evitar la luz, y los dos primeros son carnívoros; *P. cf. tortuosus* se encuentra solo en lechos fangosos de ríos de importantes caudal por lo que se alimenta de materia orgánica y fango, *G. australis* viven en aguas vegetadas y tranquilas, son carnívoros, por su marcado dimorfismo sexual, son extraídos para ser mostrados en acuarios.

Los valores intermedio de la variable Amplitud trófica (AMTRO) advierten sobre la tendencia de los distintos grupos a compartir nichos tróficos similares, con una alta tendencia del omnivorísmo hacia el carnivorísmo, de allí que las variables de abundancia y actividad reproductiva estén supeditadas a la estacionalidad de los ítems presa, los cuales aumentan en número en los meses de primavera y verano.

Ninguna de las especies se encuentra comercialmente amenazada en la Argentina. La ponderación de la acción extractiva (ACEXT) se debe al alto ejercicio de la pesca deportiva de unas pocas especies, que se practica en lugares donde la protección es moderada o no existe.

Singularidades (SING) se detectaron caracteres como endemismo, en *A. cordovae*, construcción de nidos y cuidados parentales *en H. malabaricus, C. facetum* y *G. australis*; estos dos últimos además son utilizados para acuarios.

El método propuesto por Reca *et al.* (1994), permite obtener un ordenamiento de la ictiofauna, lo cual favorece la realización de una evaluación rápida y global del estado de conservación de las especies para guiar acciones de manejo y conservación.

La "abundancia" (ABUND), de una especie es difícil de estimar en el medio terrestre y lo es aun más en el medio acuático. El método utilizado por la mayoría de los ictiólogos es medir la abundancia basándose en el esfuerzo de captura, pero esto varía según la altura de la cuenca, y las características del cauce, además de la especie que se trate y las habilidades del especialista. Si bien en este trabajo se respetan las divisiones para ponderar la variable propuestas por los autores y se define cada una de ellas, queremos resaltar que consideramos que no es lo mismo ser una especie común que una especie abundante, el número de individuos de una población puede ser muy grande, pero esta bien puede ser la única población existente, mientras que, las poblaciones pueden tener pocos individuos pero amplia distribución, lo cual las convierte en comunes, pero no necesariamente abundantes. Este dato debe ser lo suficientemente exacto, ya que está hablando de la historia de vida de las especies y/o la población y de la tendencia que ésta ha tenido o tendrá en los últimos años.

Por ejemplo *P. cf. tortuosus* es abundante en su ambiente, pero muy difícil de capturar, los especialistas lo consideran como una especie rara y/o escasa. Por otro lado *T. tenue* no es abundante pero sí es fácil de encontrar y capturar, por lo tanto es considerado como una especie común, siendo sólo rara a nivel provincial no por su numerosidad sino por su presencia en una sola cuenca.

Si bien es sabido que el potencial reproductivo, POTRE, depende en gran medida de factores ex-

trínsecos a la especie como la temperatura, el registro de lluvias, la disponibilidad de alimento, etc., que son característicos de cada región, para su evaluación se siguió la propuesta de Lavilla *et al.* (2000), y para su ponderación Bello y Ubeda (1998) lo que significó que un 74 % de las especies presenten un signo de interrogación que acompaña su calificación.

La escasa información sobre potencial reproductivo y grado de protección de todas las especies, es un hecho a tener en cuenta, ya que son dos variables que afectan directamente al objetivo de conservación y manejo, no permitiendo por lo tanto conocer su status de conservación. Este hecho atenta contra la fauna poco conocida y es en sí un llamado de atención para el problema de pérdida de biodiversidad que sufre todo el planeta, debido a que en este índice, el desconocimiento no suma en el resultado final como un número más, sino que sólo pone en evidencia la falta de información.

Si bien es poco lo verificado hasta ahora en las distintas provincias, en cuanto a coordinación entre entes que administran áreas protegidas en el territorio de cada una de ellas, existen avances importantes en algunas provincias, en materia de creación de éstas áreas, en legislaciones propias sobre ellas, servicios de guardaparques provinciales y en otras acciones para el desarrollo de sus respectivos subsistemas.

La mayoría de las especies son de distribución restringida, y limitan sus actividades reproductivas y tróficas a hábitat lóticos y lénticos de aguas someras con o sin vegetación. Esto se evidencia en los valores de las variables de distribución (DICON y DINAC) y Amplitud en el uso del espacio vertical (AUEVE). En consecuencia, la alteración de las márgenes de los ambientes acuáticos, afectará a la conservación de gran número de especies.

Los resultados obtenidos del análisis SUMIN, se compararon con los trabajos de Bertonatti y González, 1992; Chébez y Padilla,1999, se desprenden que:

Las especies categorizadas en el SUMIN con máxima prioridad son *A. cordovae, G. australis, P. cf. tortuosus, T. corduvense* y *H. mustelinus* y *T. tenue*, los autores antes mencionados consideran en su calificación a *H. mustelinus* y *T. corduvense* como insuficientemente conocida o indeterminada.

Las especies categorizadas como vulnerables de especial atención (V.EA) son, *T. barbouri, T. tenue, R. catamarsensis, P. albicans* y *H. malabaricus*, sólo, *T. tenue* es considerada como una especie rara y de importancia por ser indicadores de áreas biogeográficas; para los dos trabajos antes citados

Las especies que categorizaron como no amenazada (NA)en el SUMIN, como *A. tarijae* y *H. commersoni*, no son ubicadas en ninguna categoría por los autores antes citados.

Las especies categorizadas como no amenazada (NA) como *B. eigenmanni, Ch. interruptus, C. paleatus*; para Bertonatti y González (1992) y Chébez y Padilla (1999), las dos primeras son raras, debido a su distribución limitada a áreas relictuales de importancia biogeográfica y al escaso conocimiento que se tiene de las mismas y *C. paleatus* para Bertonatti y González (1992) está comercialmente amenazada ya que es utilizada como mascota de acuarios.

Mientras que *R. catamarcensis* estaría en riesgo solo a nivel nacional, según este trabajo no fue calificada por los autores ya mencionados.

Al comparar los resultados obtenidos del análisis del SUMIN con los obtenidos por Bertonatti y González (1992) y los de Chébez y Padilla (1999), se resalta que de las 27 especies de la provincia de Córdoba, sólo seis son mencionadas por los primeros y cinco por los segundos autores.

La distinta fauna de vertebrados evaluada, se la calificó por un lado como amenazados de extinción (Bertonatti y González, 1992) y por el otro a las especies argentinas en peligro (Chebez y Padilla, 1999), sin aclararse demasiado qué áreas eran las que habían sido relevadas, de allí que algunas especies no sean mencionadas por ellos en sus análisis.

López *et al.* (1996), consideran que la biodiversidad guarda una relación tan estrecha con las necesidades humanas, que su conservación debería considerarse con justicia como un elemento de la seguridad nacional. La dimensión ecológica de la seguridad nacional no puede pasarse por alto. Una nación segura no es sólo una nación fuerte sino aquella que tenga salud y sea productiva. Por lo cual la seguridad nacional será mayor en los países que cuidan su diversidad y los servicios que ella brinda.

La biología de muchas especies analizadas es incompleto, hecho que debe tenerse en cuenta para encarar trabajos futuros, de esta manera el aporte de nuevos conocimientos y el intercambio de información entre especialistas posibilitarán hacer un manejo integral de la fauna .

AGRADECIMIENTOS

Por la lectura sugerencias y aportes, a H. López, M.T. Bello, C. Ubeda, L. Fernández, M.C.

Corigliano y G. Mori, y a todos aquellos revisores anónimos que aportaron comentarios valiosos al manuscrito.

El proyecto fue financiado por el PPI. de la Secretaria Académica de la U.N.R.C.

BIBLIOGRAFIA

Aquino, A.E. 1993. Hábitos alimentarios de *Oligosarcus jenynsi* (Pisces, Characidae) en el embalse El Cadillal (Tucumán, Argentina). Acta Zool. Lilloana 42(2): 267-277.

Anónimo. 1968. Las Truchas Arco Iris en Córdoba. Dirección Provincial de Turismo. Rev., del Córdoba Truchas Club. N° 6.

Anónimo. 1997. Publicación bimestral, "La era ecológica". Áreas naturales de la Provincia. Año IV, N° 20: 8-9, Villa María, Córdoba, Argentina.

Bello, M.T. y C.A. Ubeda. 1998. Estado de conservación de los peces de Agua dulce de la Patagonia Argentina, aplicación de una metodología objetiva. Gayana Zool., 62(1): 53-68.

Bertolio, W.R. y M. Gutierrez. 1988. Redescripción de *Astyanax cordovae* (pisces, Characidae) y contribución al conocimiento de su somatometría. Academia Nacional de Ciencias; Córdoba, Argentina: 3-15. Cátedra de Zoología II (Vertebrados) Fac de Ciencias exactas Físico Químicas y Naturales, U.N.C

Bertonatti, C. y F. González. 1992. Lista de vertebrados Argentinos amenazados de extinción. Fundación Vida Silvestre Argentina. Boletín Técnico 8: 32.

Bistoni, M.A., J.G. Haro y M. Gutierrez. 1986. Una nueva localidad para el Bagre Anguila, *Heptapterus mustelinus* (Val.) Gunther (Osteichthyes, Pimelodidae) en la provincia de Córdoba. Rev. Asoc. Cs. Nat. del Litoral 17(2): 203-205.

Bistoni, M.A., J.G. Haro y M. Gutierrez. 1996. Ictiofauna del río Quinto (Popopis) en la Provincia de Córdoba (Argentina). Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral. 27(1): 43-48

Burkart, R. y L. Ruiz. 1994. El Sistema Nacional de áreas protegidas. Cap. 3: 81, en el Sistema Nacional de áreas naturales protegidas de la Argentina. Diagnóstico de su patrimonio natural y su desarrollo institucional. Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires. Argentina.

Capitanelli, R.G. 1979. V. Geomorfología. Pp. 213-296, en Vázquez, J.B.; R.A. Miatello y M.E. Roqué (dirs.), Geografía física de la provincia de Córdoba. Ed. Boldt, Buenos Aires.

Chébez, J.C. y M.A. Padilla. 1999. Peces (Chébez y Padilla): 513-531, en Chébez, J.C. "Los que se van. Especies argentinas en Peligro". 2° edición. Ed. Albatros, Buenos Aires. Argentina.606 págs.

Christie, M.I. 1984a. Inventario de la fauna de vertebrados del Parque Nacional Nahuel Huapi. Rev. Mus. Arg. de Cs. Nat "Bernardino Rivadavia" Zoología 13(55).

Christie M.I. 1984b. Determinación de prioridades conservacionistas para la fauna de vertebrados patagónicos. Rev. Mus. Arg. de Cs. Nat. "Bernardino Rivadavia" e Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales. Zoología 13(56): 535-544.

Escalante, A. 1983. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área Platense. III. Otras especies. Limnobios. 2(7): 453-463.

Espinac Ros, A., H. López, R. Iriart, S.E. Gómez, R. Delfino, N.O. Oldani, J.M. Iwaszkiw, O.H. Padin y L. Romano. 1990. Biología Pesquera de Agua dulce. Ecognición, suplemento especial. 1: 1-37.

Fabiano, G., F. Amestoy, C. García y L. Ares. 1992. Estudio de las variación en la abundancia, la estructura y la distribución espacio-temporal de los efectivos de carpa común, *Cyprinus carpio*, en el Río de La Plata medio e interior y el Río Uruguay inferior. Publicación de la Comisión Administradora del Río Uruguay. Serie Técnico-Científica 1: 13-24.

Fernández, L. 2000. Redescription of the teleost *Trichomycterus barbouri* (Eigenmann, 1911) occurrence in Argentina and comparison with related speies (Ostariophysi: Siluriformes: Trichomycteridae). Studies Neotropical Fauna and Environmental 35: 27-33.

Ferris, R.A. y G.R. López. 1987. *Jenynsia lineata lineata* (Jenyns).(Teleostei, Cyprinodontiformes, Jenynsiidae).Nueva cita para el norte de Patagonia Rev. Mus. Arg. de Cs. Nat. "Bernardino Rivadavia". VI (4): 23-27.

Gutierrez, M., M.J. Barla, L.M. Giraudo. 1983. Alimentación de la población de *Astyanax eigenmanniorum* (Cope) (Pisces, Characiformes) del Lago San Roque. Rev. U.N.R.C. 3 (1): 131-141. Zoología.

Gutierrez M., M.A. Bistoni y J.G. Haro ,1986. Hábitos alimentarios de *Cichlasoma facetum* (Jenyns) (Pisces, Cichlidae) en el Río Primero (Córdoba, Argentina). Rev. Asoc. Cs. Nat. del Litoral. 17(1): 115-126.

Haro, J.G. y M.A. Bistoni. 1994. Nuevas localidades para peces de la provincia de Córdoba, Argentina. Neotropica 40(103-104): 91-92.

Haro, J.G. y M.A. Bistoni. 1996. Ictiofauna de la provincia de Córdoba. Biodiversidad de la prov. de Córdoba. Fauna. Vol. I (I.E. di Tada y E.H. Bucher, eds.): 169-190.

Haro, J.G. y M. Gutierrez. 1985. Alimentación de *Oligosarcus jenynsi* (Gunther) (Pisces, Characidae) en el Lago San Roque (Córdoba, Argentina). Rev. Asoc. Cs. Nat. del Litoral16(2): 227-235.

Haro, J.G. y M. Gutierrez. 1993. Ecología alimentaria del "moncholo" *Pimelodus albicans* (Pisces, Pimelodidae) en el Río Primero (Córdoba, Argentina). Resumen IX, Jornadas científicas de la Sociedad de Biología: 54.

Haro, J.G., M.A. Bistoni y M. Gutierrez. 1987. Ictiofauna del Río Segundo (Xanaes) (Córdoba, Argentina). Academia Nac. de Ciencias, Córdoba. Miscelanea 77: 3-13.

Haro, J.G., M.A. Bistoni y M. Gutierrez. 1996. Ictiofauna del río Tercero (Calamuchita) (Córdoba, Argentina).Academia Nacional de Ciencias (Córdoba, Argentina) Miscelánea 96, pp.1-10.

Haro, J.G., M.A. Bistoni y M. Gutierrez. 1991. Ictiofauna del Río Cuarto (Chocancharagua),Córdoba, Argentina. Boletín de la Academia Nac. de Ciencias. Córdoba, Argentina. 59(3°-4°): 249-258.

Haro, J.G., M. Gutierrez, M.A. Bistoni, W.R. Bertolio y A.E. López. 1986. Ictiofauna del Río Primero (Suquía) (Córdoba, Argentina). Historia Natural 6(7): 53-63.

Lavilla, E.O., E. Richard y G.J. Scrocchi. 2000. Categorización de los anfibios y reptiles de la República Argentina. Asociación Herpetológica Argentina.

López, H.L. 1992. Peces Loricaridos de la cuenca del Plata, Argentina. Parte II. El genero *Hypostomus* Lacépéde,1803 (Pisces, Siluriformes).Publicación de la Comisión Administradora del Río Uruguay. Serie Técnico-Científica. 1: 63-79.

López, H.L., R.C. Menni y A.M. Miquelarena. 1987. Lista de los peces de agua dulce de la Argentina. Inst. de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet". Biología Acuática. 12: 3-50.

López, H.L., L.C. Protogino y A.E. Aquino. 1996. Ictiología continental de la Argentina: Santiago del Estero, Catamarca, Córdoba, San Luis, La Pampa y Buenos Aires. Inst. de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet". Aquatec 3: 1-14.

Luchini L. y C.C. Rangel. 1981. Reproducción inducida y desarrollo larval del "Bagre Negro", *Rhamdia sapo* (Val.) Eig.. Rev. Asoc. Ciencias. Nat: Litoral 12: 1-7.

Menni, R.C., H.L. López, J.R. Casciotta y A.M. Miquelarena. 1984. Ictiología de áreas serranas de Córdoba y San Luis (Argentina). Inst. de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet". Biología Acuática 5: 3-63.

Miquelarena A.M. & A.E. Aquino. 1999.Taxonomic status and

geographic distribution of *Bryconamericus eigenmanni* Evermann & Kendall, 1906 (Characiformes: Characidae). Proc. Biol. Soc. Washington 112(3): 523-530.

Nelson, J.S. 1994. Fishes of the world. Willey Interscience, New York. 416 pags.

Reca A., C. Ubeda y D. Grigera. 1994. Conservación de la fauna de tetrápodos. I, Un índice para su evaluación. Mastozoología Neotropical. SAREM 1(1): 17-28. .

Ringuelet, R.A. 1975a. Tipos Ecológicos de peces de aguas continentales. Zoogeografía y Ecología de Peces. Ecosur, XIII, Argentina 2(3): 32-45.

Ringuelet, R.A. 1975b. Ictiofauna de las cuencas endorreicas y paranaenses de Córdoba y San Luis. Zoogeografía y Ecología de Peces. Ecosur, XIX, Argentina. 2(3): 81-87.

Ringuelet R.A., R.H. Aramburu, y A. de Aramburu. 1967. Los peces Argentinos de Agua Dulce. Con. Inv. Cient. prov. Bs.As. La Plata.(602 págs. y glosario). Com. Inv. Cienc. Prov. Bs. As. La Plata: 537-559.

Sagretti, L.A. y M.A. Bistoni. 1993. Alimentación del pejerrey. *Odontotesthes bonariensis* (Pisces, Atherinidae) en la laguna salada de Mar Chiquita. (Córdoba, Argentina). Res. IX Jornadas científicas de la Sociedad de Biología: 54.

Thormahlén de Gil, A.L. 1949. Estudio Biológico y experimental de las adaptaciones (Eurihalinidad) del pez vivíparo *Jenynsia lineata*. Rev Mus. La Plata (Nueva Serie) Tomo V, Sección Zoología: 441-540.

Vales, D.G. y J.G. Haro. 1993. Alimentación de *Astyanax cordovae* (Pisces, Characidae) en el Río Primero (Suquía) (Córdoba, Argentina).Resumen IX Jornada de la Sociedad de Biología: 54.

Weyenbergh, H. 1877. "Algunos nuevos pescados del museo nacional y algunas noticias Ictiológicas". Actas de la academia Nacional de Ciencia. Córdoba III: 1-37.

Wilson, E.O. 1992. Estrategias de Conservación de la Biodiversidad. Estrategia global para la biodiversidad, Pautas de acción para salvar, estudiar y usar en forma sostenible y equitativa la Riqueza Biótica de la Tierra. Instituto de recursos mundiales, (WRJ), Unión mundial para la naturaleza (UICN), y Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente (PNUMA). Cap. III: 19-36.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 105-107, 2001

TURTLE TRAPS – EFFICIENCY FOR *TRACHEMYS DORBIGNI* (CHELONIA, EMIDIDAE), IN SOUTHERN BRAZIL

Eficiencia de las trampas para tortugas en el caso de *Trachemys dorbigni* (Chelonia, Emididae), en el sur de Brasil

Flávio Eder Pereira y Carlos Olegário da C. Diefenbach*

RESUMEN

El punto inicial en trabajos sobre la ecología de quelonios, principalmente cuando el énfasis es la dinamica poblacional o el crecimiento, consiste en la elección del método adecuadoa la captura-marcación-recaptura (CMR). Este trabajo resulta de una extensa investigación bibliográfica y muchas pruebas en campo para identificar los métodos y materiales en que se obitienen los mejores resultados de las captura para una área de diques eutroficados. El mejor resultado toma en cuenta el costo y comodidad de uso y número de capturas que se encontraron en el uso de "basking-traps" y trampas de metal.

ABSTRACT

The initial point in works about the chelonian ecology, mainly when the emphasis is the dynamic populational or the growth, consists of the choice of the method adapted to the capture-marking-recapture (CMR). This work is resulted of extensive bibliographical research and tests a lot in field to identify the methods and materials with better capture result for an area of eutrophysed dams. The best result, taking into account the cost, use easiness and number of captures were found in the use of basking traps and metal snares.

KEYWORDS: Turtles. *Trachemys*. Dorbigni. Trap. Brazil.

INTRODUCTION

The initial problem in papers about chelonians, mainly when the emphasis is in its populational dynamics or growth consists in the choice of the adequate method for capture and marking of individuals. The related literature brings out many examples and methods for both situations. However, the practice has shown that a case's success can not always be applied "ipsis literis" to another one. Success or failure of a particular technique depends on environmental factors.

*Lab. Fisiologia Animal - ICBS - UFRGS, Caixa Postal 592 - CEP 90000-001 - Porto Alegre, RS - BRASIL. E-mail: fpereira@email.com.br

METHODS

The present results are based partially on Pereira's Master Degree Dissertation Thesis (1999) presented at CPG Ecologia, which took place in Guaíba, RS, southern Brazil (30°11'S and 51°22'W). The studied area consists in an approximated 1.5 ha pound with maximum depth of 1.5 m, almost entirely covered with *Egeria* sp. (Brazilian Elodea).

First of all, diverse methods described on literature for chelonians' arresting para capture, such as terrestrial entrapments (Gibbons & Semlich, 1981), many kinds of nets (Gibbons, 1968, 1990), floating blind (Bider & Hoek, 1971), and manual capture, were tested.

Among these, terrestrial entrapments and steady nets weren't used due to the facts that the studied area was used for cattle breeding and there were a large amount of submerse vegetation, which hin-

ders persecution and capture of turtles. Only two capture systems had shown efficiency in the present study:

a)Basking traps.

b)Baited traps.

We selected these two methods after extensive pilot tests of all the other methods previously mentioned.

A description of both methods follows:

a) Basking Traps (fig. 1): Based on Petokas' model (1979), it consists in a wood square approximately one squared meter sized, constructed in a 45° high inclination in its internal side. Light PVC flakes (in order to avoid heating) were fixed in the internal lateral sides of the wood flakes and folded with a 90° inclination. This device is needed to prevent bigger turtles to lean in the internal wood rim and run away. In the internal side a wire net was fixed in all around its extension. Floaters of approximately 10 cm in diameter (PVC tubes sealed and/or dischargable plastic bottles) were inserted in the wood flakes' internal sides to help in floating and balance. This entrapment was put in clean points of the coverage of *Egeria* sp. in the pound and fixed by ropes to the shore.

b) Baited traps (snares): (Fig. 2): Stainless metal traps (50x30x30 cm) with mobile door, originally used as rodents' traps. Pieces of raw fish were used as baits. The traps were daily visited. The snares were put at the bank, only 2/3 submersed and daily reviewed in order to avoid the possibility of drowning by a rise in the water level. Santos (1990) informs that the average time of survival of *T. dorbigni* in submersion is around 13 hours, so that a period of 24 hours to check the snares is reasonable.

Two basking traps were used during a two month period, resulting in a capture of 97 individuals, an average of 6 turtles (range from 0 to 10 individuals) by occasion, with variable size ranging from 10.9 to 19.8 cm of plastron length, in an estimated population of 485 individuals (Pereira, 1998).

Four snares disposed in pairs at opposite banks of the pond, caught 8 turtles (range from 0 to 2 captures by occasion), during a 1-month period. In these, only big individuals (more than 16cm of length) were caught.

The effectiveness of both methods as quantitatively compared above is based on the works of Pereira (1998) which clearly showed that the basking traps not only samples a large range of individuals' size and captures a larger number of individuals.

RESULTS

The arresting para capture system called Basking Trap was the best choice in aquatic, eutrophic systems, with reasonable extension. The system appeared to be inconsistent for newborns and very young individuals, who do not show a basking behavior. However, alternative methods were not efficient either. In comparation with larger individuals, young turtles stay at the shores covered by macrophytes, feeding on the leafs and invertebrates, protected by possible local predators such *Hoplias malabaricus* (fish), *Caiman latirostris* (crocodilian) and some birds. The success in arresting by basking traps is strongly influenced by external factors as temperature, insolation and diverse local disturbances.

The snares system (baited traps) was effective only for large individuals, besides demonstrating a lower success rate than that of basking traps. However, it is an alternative or ancillary capture system in the studied environment.

CONCLUSIONS

Analyzing both methods, it can be said that the positive aspects of the basking trap are: its facility of retrieval of captured animals and its low cost of confection, in addition of its allowance of a more sporadic collection. On the order hand, due to its dimensions, the transportation is difficult. The snares are easy transportable, allow easy collection, but have a higher cost, need daily reviews and only one individual is caught by the trap each time.

ACKNOWLEDGMENTS

We thanks to Dr. N. Matzenbacher for access in study area. This work derives from a part of the Master Dissertation of F. E. Pereira, for the Graduate Course of Ecology, UFRGS. Financial support was partially provided by the Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) and Pró-Reitoria de Pesquisa (Propg-UFRGS).

BIBLIOGRAPHY

Bider, J.R., W. Hoek. 1971. An efficient and apparently unbiased sampling technique for population studies of painted turtles. Herpetologica 27(4): 481-484.

Gibbons, J W. 1968. Population structure and survivorship in the

Painted Turtle, *C. picta*. Copeia 1968 (2): 260-268.

Gibbons, J.W. 1990. Turtles studies at SREL: A research perspective. Chap. 2. *In*: Life History and Ecology of Slider Turtle. (Ed: J.W.Gibbons) Smithsonian Institution Press., Washington, D.C., 19-44.

Gibbons, J.W., R.D. Semlitsch. 1981. Terrestrial drift fences with pitfall traps: an effective technique for quantitative sampling of animal population. Brimlmania 1981 (7): 1-16.

Lagler, K.F. 1943. Methods of collecting freshwater turtles. Copeia 1943 (1): 21-25.

Santos, E.A., S.Y.T. Laitano, G.C. Genofre. 1990. Diving physiology of Chrysemys dorbignyi (Reptilia;Chelonia). Comp. Biochem. Physiol. 95A: 229-236.

Pereira, F.E. 1998. Aspectos da ecologia de *Trachemys dorbigni* (Dumeril et Bibron, 1835) (Testudines; Emididae) em dois corpos de água artificiais na região da Grande Porto alegre, RS. Dissertação (Mestrado em Ecologia), CPG Ecologia, UFRGS. 1998.

Petokas, P.J., M.M. Alexander. 1979. A new trap for basking turtles. Herpetological Review 10(3): 90.

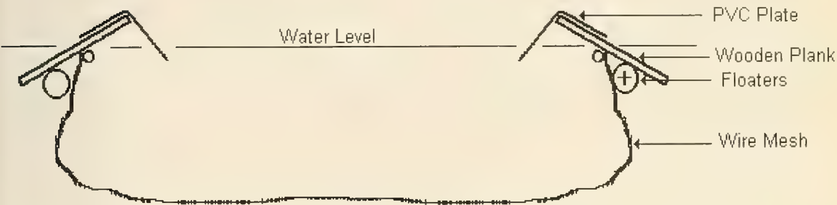


FIGURE 1. Cut view of the Basking-Trap.

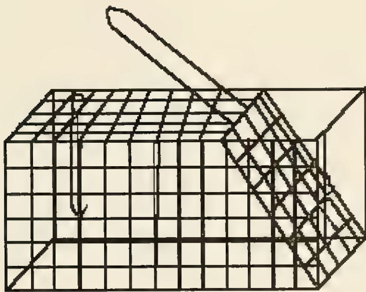


FIGURE 2. Schematic perspective view of Baited-Trap.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 109-119, 2001

FRAGMENTACION DEL BOSQUE NATIVO DEL SUR DE CHILE: EFECTOS DEL AREA Y LA FORMA SOBRE LA BIODIVERSIDAD DE AVES

Fragmentation of the native rainforest of southern Chile: effects of the area and shape on the biodiversity of birds

Jaime Rau[1] y Alberto Gantz[1, 2]

RESUMEN

Presentamos evidencias del efecto del área y la forma de fragmentos sobre la biodiversidad de especies de aves del bosque nativo del sur de Chile.

Con tres ortofotos cubrimos 173 km^2 donde observamos un total de 171 fragmentos. Elegimos al azar 50, para conocer su distribución de frecuencias de tamaños y, de manera sistemática, 18 para realizar estimaciones de riqueza y abundancia de especies de aves en estaciones acústico-auditivas. Para relacionar el área (A) y la riqueza de especies (S) usamos cuatro modelos de regresión. Efectuamos un análisis de residuos del mejor modelo predictor y analizamos su poder estadístico. Para cuantificar el "efecto de borde" utilizamos tres índices de forma euclidianos y realizamos un análisis fractal.

Encontramos una densidad cercana a un fragmento/km^2. El 70 % de los 50 fragmentos varió entre 0,01-0,2 km^2. Los 18 fragmentos variaron entre 0,03-3,4 km^2 y presentaron entre 8-18 especies de aves. El "archipiélago" de fragmentos presentó un total de 26 especies. Los mayores coeficientes de determinación y poder estadístico fueron para la regresión logarítmica y la regresión de potencia: $S=14{,}9A^{0{,}167}$. Reducciones de un 90 % en el área de los fragmentos significan una pérdida cercana al 32 % de su riqueza de especies. La dimensión fractal del archipiélago (D_a=1,35) sugirió que los fragmentos fueron de formas tortuosas y no euclidianas. Encontramos una correlación negativa entre el índice perimetral y la riqueza de especies de aves.

ABSTRACT

Herein, we present evidence of the effect of the area and shape of fragments on the biodiversity of bird species of native forest of southern Chile.

In three orthophotos we cover 173 sq. km. where we counted 171 fragments. To know its frequencies distribution we chose 50 fragments at random and, in a systematic way, another 18 to make estimations of bird species richness and abundance. These were estimated with points counts. To relate the area (A) and the species richness (S) we used four regression models. We carried out an analysis of residuals of the best predictor model of the regression and a power analysis. To assess "edge effect" we used three Euclidian indices of shape and a fractal analysis.

We found a gross density of near one fragment/sq. km. Seventy percent of the 50 forest remnants ranged between 0.01-0.2 sq. km. The 18 fragments varied between 0.03-3.4 sq. km. and support between 8-18 bird species. The "archipelago" of patches supports a total of 26 bird species. The logarithmic and the power regression model ($S=14.9A^{0.167}$) provided the highest coefficients of determination and statistical power. A decrease of a 90 % in the area of fragments would mean the loss of near 32 % of their associated bird species richness. The fractal dimension of the archipelago (D_a=1.35) suggested those patches were convoluted and tortuous and non-Euclidian in shape. We found a statistically significant negative correlation between the perimeter-to-area ratio and the total bird species richness.

KEYWORDS: Biodiversity. Birds. Fragmentation. Temperate rainforest. Z allometric exponent.

INTRODUCCION

Debido al aumento de la frontera silvoagropecuaria, la ecorregión del bosque valdiviano, como otros biomas del mundo, ha sido fuertemente fragmentada en la última centuria (véase una revisión en Andrén 1994). Actualmente, el paisaje está estructurado por matrices antrópicas continuas, análogas a océanos, que rodean a fragmentos aislados discontinuos de bosque nativo secundario análogos a islas (*i.e.*, "islas virtuales" *sensu* Preston 1960, Diamond y May 1976).

[1]Laboratorio de Ecología, Departamento de Ciencias Básicas, Universidad de Los Lagos, Casilla 933, Osorno-Chile. E-mail: JRau@ULagos.Cl
[2]Dirección actual: Departamento de Biología Evolutiva, Universidad de Siena, Siena, Italia.

La teoría del aislamiento biogeográfico fue formalmente postulada por MacArthur y Wilson (1963, 1967) y aplicada a paisajes fragmentados por Harris (1984). Dicha teoría se basa en tres hipótesis: (a) del equilibrio o del área *per se*; (b) de la heterogeneidad del hábitat y (c) del muestreo pasivo (*cf.* Westman 1985).

La primera hipótesis postula una relación proporcional entre el área y la riqueza de especies (un descriptor grueso pero muy relacionado con la diversidad). Así, si el área aumenta un orden de magnitud la riqueza de especies se duplica (Wilson y Willis 1975, Caughley y Sinclair 1994). Alternativamente, si el área disminuye diez veces la riqueza de especies disminuye a la mitad (Diamond y May 1976, Caughley y Sinclair 1994). Generalmente, la relación especies-área ha sido explicada matemáticamente por el modelo potencial de Arrhenius (1921) y el modelo exponencial de Gleason (1922). El primero es el de mayor valor práctico, porque relaciona en un gráfico de escalas logarítmicas el área, A (variable independiente), versus la riqueza de especies, S (variable dependiente), pudiéndosele expresar en su forma alométrica como $S=cA^z$. En esta ecuación c es el intercepto y z es la pendiente. El exponente z varía generalmente entre 0,12-0,17 (islas de hábitat virtuales) y entre 0,20-0,35 (islas oceánicas reales) (MacArthur y Wilson 1967, Westman 1985).

Debido al estrecho rango de valores que ha presentado ese exponente, en estudios empíricos efectuados en diferentes hábitats y con diferentes especies vegetales y animales, es que ha sido criticado, aduciéndose que sería sólo el resultado de la distribución normal logarítmica de la abundancia de especies, especialmente si se han utilizado muestras extremas, constituidas tanto por áreas muy pequeñas como por áreas muy grandes (May 1975, Martin 1981, véase revisión en Connor y McCoy 1979). Aun sabiéndose que otras funciones explican mejor la distribución de especies, las discrepancias han continuado. Como en el caso de toda teoría, ha habido seguidores (*e.g.*, Patterson 1991) y detractores de ella (*e.g.*, Boecklen *et al.* 1991). A nuestro juicio, el principal valor heurístico de la hipótesis del área *per se* es que, verificándose que el modelo alométrico se cumple, de ella es posible predecir, a partir del valor recíproco del antilogaritmo del exponente, la pérdida potencial de especies vía extinciones locales ante reducciones en las áreas de un orden de magnitud, *i.e.*, equivalente al 90 % de pérdida del hábitat original (*cf.* Caughley y Sinclair 1994, Pimm y Askins 1995, Myers 1997).

En Chile, varias investigaciones- observacionales-correlacionales recientes, realizadas en bosques templado-húmedos primarios costeros o secundarios de la depresión intermedia del sur y en un bosque primario relicto en el Norte Chico del país, han demostrado que la disminución del área de los fragmentos boscosos remanentes es un predictor estadísticamente robusto de la disminución concomitante en la abundancia y riqueza de los ensambles taxonómicos de especies de aves que éstos contienen (Willson *et al.* 1994; Rozzi *et al.* 1995, 1996; Gantz y Rau 1999, Cornelius *et al.* 2000).

Aunque se ha sugerido que, además del área, la forma de los fragmentos es también otro factor a considerar, debido al "efecto península", que aumentaría a su vez el "efecto de borde" (veánse Harris 1988 y Yahner 1988, para definiciones de este último concepto), en áreas de formas elongadas o irregulares (*e.g.*, MacArthur & Wilson 1967, Diamond 1975, Diamond & May 1976, Wilson & Willis 1975), todavía existe poca evidencia empírica que sustente estas predicciones, derivadas también de la teoría del aislamiento biogeográfico; pero un estudio reciente sí ha encontrado una correlación negativa entre la riqueza de especies de aves y un índice de forma euclidiano, además de una dimensión fractal mayor que la unidad, sugiriendo que los fragmentos de formas irregulares y tortuosas contendrían menos especies que aquellos de formas más simples y regulares (Rau *et al.* 2000).

En este trabajo analizamos, con énfasis en los aspectos metodológicos, el efecto que tiene el área y la forma de fragmentos de bosques secundarios sobre la densidad relativa y riqueza de especies de aves asociadas a ellos en sur de Chile.

MATERIALES Y METODOS

1.- Area de estudio

Nuestra área de estudio correspondió a la depresión intermedia de la provincia de Osorno, X Región, sur de Chile. Seleccionamos 18 fragmentos de bosque nativo secundario [ortofotos Quebrada Honda (3425), Nueva Esperanza (3246) y Río Rahue (3263); escala 1: 20.000; Instituto Geográfico Militar, 1993], de un total de 171 remanentes boscosos (*i.e.*, 10,5 %) existentes en una superficie de 173 km^2, localizada entre los 40°45'S-72°45'W y 41°00'S-73°00'W (véase mapa en Gantz & Rau 1999). También elegimos al azar 50 fragmentos (*i.e.*, 29,2 %), para conocer la distribución estadística de sus frecuencias de tamaños. En el laboratorio, medimos las áreas, A (km^2), de cada uno de los fragmentos con un planímetro digital.

2.- Densidad relativa y riqueza de especies de aves asociadas a los fragmentos boscosos

Para evitar el efecto del muestreo pasivo (*cf.* Coleman *et al.* 1982), y durante dos años consecutivos, (asumimos que no hubo variación estacional ni anual) determinamos la composición, riqueza y densidad instantánea de aves presentes en el núcleo de los fragmentos, empleando la metodología de las estaciones acústico-auditivas dentro y más allá de un radio fijo de detección, r (Bibby *et al.* 1992), que se estimó en 30 m (*i.e.*, cada estación tuvo un área de πr^2=0,003 km^2; π=3,1416) (para más detalles véase Gantz y Rau 1999). Si se asume que la detectabilidad declina exponencialmente (e=base de los logaritmos naturales) con la distancia (d), según el modelo (Greenwood 1996):

$$e^{-kd2} \quad (1)$$

donde k es una constante; la densidad relativa, D_r (puesto que las detecciones son específicas de especie, Bibby *et al.* 1992), puede obtenerse según la fórmula (Bibby *et al.* 1992, Greenwood 1996):

$$D_r=10^4[(n_1+n_2/\pi r^2 m)\ln(n_1+n_2)/n_2] \quad (2)$$

donde r es el radio de la primera zona (la segunda se extiende desde r a infinito), n_1 es el número de aves detectadas dentro de r, n_2 es el número de aves detectadas más allá de r, m es el número de estaciones (una por fragmento, en nuestro caso) y 10^4 es un factor de conversión. Las aves vistas u oídas en las dos zonas de cada estación se registraron durante 8 minutos (*cf.* Schlatter y Murúa, Rozzi *et al.* 1996, Jiménez 2000). Para hacer comparables nuestros resultados con aquellos publicados por Willson *et al.* 1994, Rozzi *et al.* 1996, Cornelius *et al.* 2000), en este trabajo sólo consideramos a aves terrestres asociadas a ambientes boscosos y excluimos a las aves rapaces, sí consideradas en Gantz y Rau (1999).

3.- Forma de los fragmentos

Los perímetros, p (km), de cada uno de los fragmentos se midieron 2 a 3 veces con un curvímetro digital, utilizándose como valor final el promedio de las mediciones efectuadas. Se utilizaron índices de forma euclidianos cuya nomenclatura sigue a Forman (1997):

(a) INDICE PERIMETRAL:

$$p/A \quad (3)$$

Entrega valores altos para fragmentos pequeños, de formas elongadas y perímetros dentados y valores bajos para fragmentos grandes, de formas compactas y perímetros no quebrados (Helzer y Jelinski 1999).

(b) INDICE DE DIVERSIDAD DE PATTON

$$R=p/2(\pi A)^{1/2} \quad (4)$$

Varía entre uno (círculo perfecto) e infinito (formas no circulares) (Patton 1975). Es invariante de escala (*i.e.*, permite comparar parches de diferentes áreas y formas, Ripple *et al.* 1991). De acuerdo con Henao (1988) puede clasificarse en los siguientes rangos de clase: fragmentos redondos (R<1,25); ovales-redondos (R=1,25-1,50); ovales-oblongos (R=1,51-1,75); rectangulares-oblongos (R=1,76-2,00) e irregulares (R>2,00).

(c) INDICE DE COMPACTACION

$$K_1= 1/R \quad (5)$$

Varía entre cero (fragmentos con mayor exposición periférica a la matriz) y uno (fragmentos compactos, menos expuestos a los presumibles efectos negativos de la matriz) (Unwin 1979).

Siguiendo los principios de la geometría no euclidiana (*sensu* Poincaré 1952), obtuvimos la dimensión fractal (D_a) del conjunto de fragmentos (*i.e.*, el "archipiélago") a través de la regresión logarítmica entre p (variable independiente) y A (variable dependiente). Empleando este método, D_a se obtiene dividiendo a la constante dos por la pendiente obtenida (*cf.* McGarigal y Marks 1995). Expresando p y A en m y m^2, respectivamente, también calculamos la dimensión fractal para cada fragmento discreto (D_f) del archipiélago, mediante la fórmula (*cf.* McGarigal y Marks 1995):

$$D_f = 2\log p/\log A \quad (6)$$

En ambos casos, para fragmentos bi-dimensionales, D_a y D_f varía entre uno (formas euclidianas) y dos (formas fractales).

La dimensión fractal, una medida cuantitativa de complejidad paisajística (Turner 1989), también invariante de escala y estadísticamente robusta (*cf.* Ripple *et al.* 1991), es considerada el descriptor más *ad hoc* para cuantificar la fragmentación de diferentes tipos de paisajes (*cf.* Robinette y Hargis 1995).

4.- Análisis estadísticos

Para conocer la relación entre el área y la riqueza de especies se utilizaron cuatro modelos de regresión: (Véanse detalles en Gantz y Rau 1999).

Si se utilizan logaritmos base 10, la pérdida (%) potencial de especies predichas que se extinguirían (*E*) puede calcularse a partir de z, resolviéndose:

$$E=100[1-(1/\text{antilog } z)] \qquad (7)$$

Para establecer a cuáles de los diferentes modelos teóricos de regresión se ajustaron mejor los datos empíricos obtenidos se utilizaron los siguientes criterios: (a) que el exponente z fuese distinto de cero (*i.e.*, no nulo) y (b) que el valor del coeficiente de determinación fuese alto (más cercano a 100 % mejor predicción del modelo). También se obtuvo la desviación estándar de los residuos de las regresiones empleadas (σ). A partir de los valores de z y σ se realizó un análisis de poder estadístico para cada modelo, utilizándose el programa computacional desarrollado por Dupont y Plummer (1990). El valor de S predicho por la ecuación alométrica (fórmula 10) se comparó con los valores de S observados para cada fragmento mediante una prueba de chi-cuadrado para bondad de ajuste (X_2). Para comparar el exponente alométrico obtenido por Gantz y Rau (1999) y el calculado en este trabajo se usó la prueba “t” de Student (Zar 1974).

Cuando los datos obtenidos no se ajustaron a la distribución estadística normal de Gauss, y/o el tamaño de la muestra fue bajo (*i.e.*, n<25; *cf.* McGarigal y Marks 1995), se utilizaron para todos los análisis y comparaciones efectuadas pruebas estadísticas no paramétricas estándar, *e.g.*, se empleó la mediana en vez de la media aritmética; se usó la prueba de correlación de rangos de Spearman y la prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra, para comparar las frecuencias teóricas esperadas de acuerdo a una distribución versus las frecuencias empíricas observadas (Siegel 1956).

RESULTADOS

1.- Efecto del área de los fragmentos sobre la densidad relativa y riqueza de especies de aves

Los 171 fragmentos presentes en los 173 km² del área de estudio representaron una densidad absoluta total de *ca.* un fragmento/km². Los 50 fragmentos variaron entre 0,01-2 km². De éstos, 35 (70 %) se distribuyeron en el intervalo menor de clases de frecuencias absolutas (0,01->0,2 km²). La distribución de estas frecuencias observadas (ver Fig. 3 en Gantz y Rau 1999) no difirió estadísticamente de las frecuencias teóricas esperadas de acuerdo a la distribución exponencial negativa (Prueba de Kolmogorov-Smirnov para una muestra; DN=0,354; P=0,345). Los 18 fragmentos estudiados variaron entre 0,03-3,4 km² y presentaron un área mediana igual a 0,4 km². Es decir, hubo una diferencia de dos órdenes de magnitud entre el fragmento más pequeño y el más grande. Seis de los 18 fragmentos (33,3 %) estuvieron conectados por corredores ribereños, mientras que 12 (66,7 %) correspondieron a fragmentos aislados (más detalles serán publicados en un trabajo aparte, Rau *et al.*, ms. en preparación.). La mediana de la distancia promedio entre los fragmentos fue igual a 1,6 km y varió entre 0,9-5,1 km.

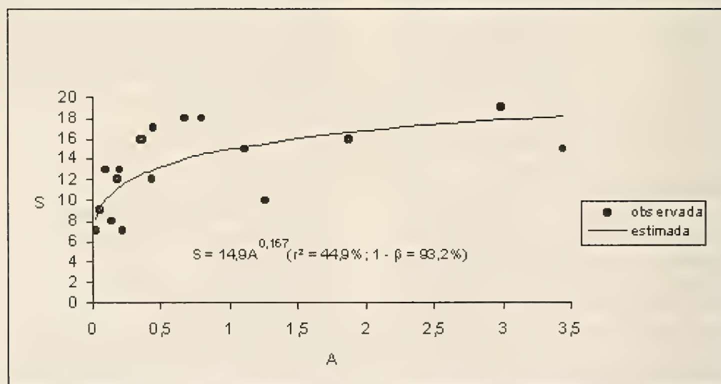


FIGURA 1. Riqueza observada y estimada de especies de aves (S) en el sur de Chile de acuerdo a la regresión de potencia (Arrhenius 1921). A es el área (km²).

TABLA 1. Densidad relativa, riqueza de especies de aves observada por fragmento y riqueza de especies de aves esperada según el modelo alométrico definido por la regresión de potencia.

Area del fragmento (km^2)	Densidad relativa (n° individuos/especie/ha)	Riqueza observada	Riqueza esperada
0,03	13,0	7	8,3
0,06	8,5	9	9,3
0,10	8,0	13	10,1
0,14	7,5	8	10,7
0,18	4,5	12	11,2
0,20	14,9	13	11,4
0,22	6,3	7	11,6
0,35	10,6	16	12,5
0,37	11,3	16	12,6
0,44	8,8	12	13,0
0,45	6,8	17	13,0
0,68	10,9	18	14,0
0,80	9,6	18	14,4
1,12	8,7	15	15,2
1,27	7,6	10	15,5
1,88	6,2	16	16,6
2,98	6,6	19	17,9
3,44	6,7	15	18,3

En general, los 18 fragmentos presentaron una composición florística similar (*e.g.*, en su diversidad de altura del follaje), aunque tuvieron algunas pequeñas diferencias en su estructura vegetacional, *e.g.*, en su densidad de árboles, cobertura del dosel y estructura etárea (Gantz *et al.*, ms. en preparación).

La riqueza de especies de aves terrestres no rapaces varió entre 8-18 con un valor mediano igual a 14 especies. El archipiélago de fragmentos de bosque secundario presentó una riqueza total igual a 26 especies. La lista con la composición de especies de aves (nomenclatura basada en Araya y Millie 1998) se presenta en el Apéndice 1. Allí se observa que del total de especies una fue introducida, el mirlo argentino, *Molothrus bonariensis* (3,8 %), mientras que diez fueron especies residentes (38,5 %). Por otro lado, nueve géneros fueron monoespecíficos (34,6 %). Las familias dominantes fueron Rhinocryptidae (todas las especies residentes) y Tyrannidae (sólo una especie residente). Gantz y Rau (1999) se han referido ya a la identidad de las especies más afectadas por la fragmentación en bosques secundarios del sur de Chile.

La densidad relativa total varió entre 4,5-14,9 individuos/especie/fragmento, con un valor mediano

TABLA 2. Modelos de regresión y su ajuste para la relación entre el área, A (variable independiente), y la riqueza de especies de aves, S (variable dependiente). Se señalan el intercepto, c; la pendiente, z, y sus errores estándar (E.E.); el coeficiente de determinación, r^2 (%); la desviación estándar de los residuos (σ) y el poder estadístico, $1 - \beta$, para una probabilidad estadística, P, de un 95 %. A excepción de la regresión exponencial, que emplea logaritmos naturales (ln), las regresiones logarítmica y de potencia utilizan logaritmos base 10 (log).

Modelo de regresión	c ± E.E.	P	z ± E.E.	P	r^2	σ	$1 - \beta$
Regresión lineal	11,88 ± 1,09	(***)	1,847 ± 0,858	(*)	22,5	3,5	0,538
Regresión logarítmica	15,21 ± 0,86	(***)	4,608 ± 1,272	(**)	45,1	3,0	0,936
Regresión de potencia (Arrhenius 1921)	1,17 ± 0,03	(***)	0,167 ± 0,046	(**)	44,9	0,1	0,932
Regresión exponencial (Gleason 1922)	2,43 ± 0,09	(***)	0,150 ± 0,072	(ns)	21,1	0,3	0,501

(*) P < 0,05
(**) P < 0,01
(***) P < 0,001
(ns) P > 0,05

igual a 8,3 (Tabla 1). Ninguno de los cuatro modelos de regresión empleados predijo de manera significativa una relación entre el área de los fragmentos y la densidad relativa. El coeficiente de determinación más alto apenas alcanzó un 13,2 % (regresión lineal) y ninguna pendiente fue estadísticamente significativa. Tampoco hubo correlación entre la densidad relativa y la riqueza de especies de aves (r_s=0,059; P=0,808), sugiriendo la ausencia de una densidad compensatoria (*sensu* MacArthur *et al.,* 1972) para la disminución de especies en fragmentos pequeños.

También en la Tabla 1, y en la Fig. 1, presentamos la riqueza observada de especies y aquella predicha con el modelo alométrico que encontramos. Puede observarse el buen ajuste del modelo teórico a los datos empíricos (X^2=11,720; P=0,817).

En la Tabla 2 se presentan los cuatro modelos de regresión utilizados para establecer una relación entre el área y la riqueza de especies. De ellos sólo tres presentaron pendientes significativamente diferentes de cero (regresión lineal, logarítmica y de potencia). La pendiente para la regresión exponencial no fue estadísticamente diferente de cero. De los tres primeros modelos sólo la regresión logarítmica y la regresión de potencia (en ese orden) presentaron los coeficientes de determinación y el poder estadístico más altos. Dada la similitud de ambos modelos y, dada la ventaja práctica de la regresión de potencia, en lo que sigue nos referiremos sólo a este último modelo.

Recalculados los datos de Willson *et al.* (1994) los cuatro modelos de regresión presentaron pendientes estadísticamente diferentes de cero. Otra vez, la regresión logarítmica presentó un coeficiente de determinación (r^2=94 %) ligeramente superior a la regresión de potencia (r^2=90 %). Para este último modelo obtuvimos un coeficiente alométrico z=0,094 ± 0,011 (P=0,00003). Cornelius *et al.* (2000) también recalcularon los datos de Willson *et al.* (1994) y obtuvieron un valor de z=0,101. La pequeña diferencia con el exponente obtenido por nosotros, se debe a que excluimos del análisis a una especie de ave rapaz (el tiuque, *Milvago chimango)*, pero que Cornelius *et al.* (2000) sí consideraron en su análisis de regresión. Recalculados los datos de Rozzi *et al.* (1996) (ellos sólo emplearon el modelo logarítmico), encontramos el mismo patrón que para los datos de Willson *et al.* (1994). En el caso de la regresión de potencia coincidimos exactamente con Cornelius *et al.* (2000), en cuanto al valor encontrado para el exponente alométrico. Presentamos esos datos en la Tabla 3. Aun cuando en este estudio excluimos a las aves rapaces, el exponente alométrico calculado ahora (z=0,167±0,046 (P=0,002), a pesar de ser ligeramente mayor, no difirió ("t"=2,032; P>0,50; g.l.=34) de aquel que calculamos antes (Gantz y Rau 1999), para todo el ensamble de aves terrestres incluyendo a las aves rapaces (z=0,148 ± 0,038; P=0,001). Puede observarse en esa tabla que los valores para z variaron entre 0,094 (valor recalculado a partir de los datos de Willson *et al.* 1994) y 0,250 (Cornelius *et al.* 2000). El valor mediano de esos exponentes fue z=0,158. A partir de esos exponentes puede predecirse el porcentaje de pérdida de especies ante reducciones de un 90 % en el área de los fragmentos. Estos valores variaron entre 19,5 % (valor calculado a partir de los datos de Willson *et al.* 1994) y 43,8 % (valor calculado a partir de los datos de Cornelius *et al.* 2000). El valor mediano predicho para la pérdida potencial de aves en bosques relictos y bosques nativos chilenos fue igual a un 30,4 %.

2.- Efecto de la forma de los fragmentos sobre la densidad relativa y riqueza de especies de aves

En la Tabla 4 se presentan tres índices de forma euclidianos y la dimensión fractal para cada uno de los fragmentos estudiados. Como era esperable, en general el índice perimetral presentó los valores más altos en fragmentos pequeños (*i.e.*, un mayor perímetro por unidad de área) y los más bajos en fragmentos grandes (*i.e.*, un menor perímetro por unidad de área). El índice de diversidad de Patton, al estar estandarizados el área y perímetro para un círculo perfecto, entregó más información. En la misma tabla se observa que más del 70 % de los remanentes no fueron circulares y predominaron aquellos que fueron irregulares (*ca.* 40 % de aquellos que no fueron redondos). También, como era esperable, en general el índice de compactación presentó valores cercanos a la unidad para los parches pequeños y valores más cercanos a cero para los parches grandes. Todas las dimensiones fractales de los fragmentos discretos estudiados fueron mayores que la unidad, variando entre 1,219 y 1,334. La dimensión fractal mediana de estos fragmentos fue igual a 1,264. En el caso de la dimensión fractal para el archipiélago de parches el valor obtenido fue igual a 1,349. Ambas dimensiones fractales sugieren que los fragmentos fueron de formas irregulares, tortuosas y no euclidianas.

En la Tabla 5 se presenta una matriz de correlación entre los cuatro índices de forma utilizados versus la densidad relativa y riqueza de especies. Como se observa, la única correlación significativa (negativa) fue entre el índice perimetral y la riqueza de especies. Aun cuando este índice no es invariante de escala, para un mismo conjunto de datos sugiere que además del área la forma de los remanentes también afectó negativamente a la riqueza de especies de aves. De

las seis correlaciones posibles entre los tres índices de forma euclidianos y la dimensión fractal de cada parche, sólo esta última y el índice de diversidad de Patton se correlacionaron positiva y significativamente (r_s=0,794; P=0,001). El área se correlacionó mejor (r_s=-0,887; P=0,0003) que el perímetro (r_s=-0,714; P=0,003) con el índice perimetral. Sin embargo, el perímetro también se correlacionó positiva y significativamente con la riqueza de especies (r_s=0,599; P=0,014). Para un coeficiente de determinación igual a 36,1 % y un poder estadístico igual a un 82,6 % encontramos una relación alométrica significativa entre ambas variables: $S=9{,}5p^{0{,}230}$. Este último exponente (E.E.=0,077; P=0,008) no difirió estadísticamente del que encontramos para la relación entre el área y la riqueza de especies ("t"=0,708; P>0,05; g.l.=34).

DISCUSION

1.- Efecto del área de los fragmentos sobre la densidad relativa y riqueza de especies de aves

En la depresión intermedia del sur de Chile no sólo hubo una baja densidad de remanentes de bosque secundario sino que también predominaron los fragmentos de menor tamaño, mientras que los fragmentos grandes presentaron una baja frecuencia de ocurrencia. Este hecho ya había sido notado tempranamente por Kelt (1989), autor que caracterizó el paisaje de esta zona como un mosaico de parches, con tamaños que predominan entre los 0,02-0,1 km^2, aislados en el interior de una matriz de praderas antropogénicas (véase, también, Kelt 2000). Más al sur, en la Isla Grande de Chiloé, Willson *et al.* (1994) no pudieron encontrar parches de tamaño intermedio (0,2-0,7 km^2). De acuerdo a nuestro modelo alométrico parches pequeños redundan en una baja riqueza de especies de aves asociadas al bosque nativo. De hecho, en la actualidad predominan en el sur de Chile las matrices (*e.g.*, de uso agrícola, ganadero y forestal) por sobre los fragmentos de bosques nativo y los bosques continuos están restringidos sólo a algunas áreas silvestres protegidas situadas en la pre-cordillera andina. Aun para arbustos y árboles, el contraste en la composición vegetacional de fragmentos de bosque secundario y la matriz aledaña es abrupto y marcado, sugiriendo matrices "hostiles" (Montenegro y Rau, ms. en preparación). Por otra parte, la composición de especies de aves presentes en praderas agrícolas del sur de Chile (Reyes y Rau, ms. en preparación) presenta una muy baja similitud (*i.e.*, 46 %) con la de fragmentos de bosque secundario. En estos parches las especies de aves asociadas al bosque nativo utilizan principalmente el núcleo o la interfase entre el núcleo y el borde (42 %; Gantz *et al.*, ms. en preparación). Aun en el caso de las especies de borde (58 %; Gantz *et al.*, ms. en preparación) éstas últimas no utilizan la matriz. Para el caso de las especies de aves asociadas al interior de los fragmentos boscosos del sur de Chile (*e.g.*, la familia Rhinocryptidae) se ha demostrado que el constraste estructural de estas matrices actúa incluso como una barrera que aumenta aún más su aislamiento al interior de los parches (Sieving *et al.* 1996). Así como predominan los fragmentos pequeños, también lo hace la frecuencia de parches no conectados por corredores ribereños. Se ha estimado que estos corredores deberían, además, tener un ancho mínimo que varía entre 25-50 m (*cf.* Sieving *et al.* 2000). Como se planteó en Gantz y Rau (1999), aunque los fragmentos sean grandes su biodiversidad también se pierde si el aislamiento entre ellos continúa. Al estudiarse la dinámica de pérdida de fragmentos conocidos para una serie de tiempo se tuvo que de N=165 fragmentos iniciales en 1966 se registraron sólo N=121 en 1996. Asumiéndose una distribución exponencial negativa puede estimarse la tasa de fragmentación para el sur de Chile en *ca.* 1 % anual (Bustamante y Castor 1998 han estimado un 8,15 % para el bosque de ruil, *Nothofagus alessandrii*, en Chile central). Además encontramos (Montenegro y Rau, ms. en preparación) que después de tres décadas aumentó la frecuencia de fragmentos pequeños (*i.e.*, 0,01-0,2 km^2). Entre los descriptores cuantitativos del proceso de fragmentación, Bustamante y Grez (1995) mencionaron la abundancia, el área, la forma, la conectividad y los tipos de matrices circundantes a los fragmentos. A esta lista pueden agregarse también la distribución de frecuencias de clases de tamaños de los remanentes y su distribución espacial (no analizada en este trabajo).

Contrariamente a lo encontrado por Willson *et al.* (1994) y Rozzi *et al.* (1995, 1996) no hallamos relación entre el tamaño de los parches y la densidad relativa total de aves. Esta discrepancia puede deberse a que ellos usaron estimadores simples de abundancia y no calcularon densidades. Sin embargo, su resultado puede deberse además a un artefacto de tipo matemático. La razón para ello sería debido a que la segunda derivada de la riqueza de especies con respecto al área no es nunca nula. En otras palabras, el modelo alométrico carece de un punto de inflexión por lo que existe una tasa de desaceleración continua en el aumento de la riqueza de especies acumulada frente a los incrementos en el área de los fragmentos (*cf.* Harris y Silva-López 1992). De esta manera, la densidad declinará siempre a medida que el área aumente.

Para todos los estudios analizando el efecto de la fragmentación sobre la biodiversidad de aves en bosques nativos del sur de Chile, donde ha sido posible

Tabla 3. Valores del exponente alométrico z y predicción de la pérdida de especies para estudios realizados sobre el efecto de la fragmentación en aves de bosques chilenos.

Valor del exponente alométrico z	Predicción de la pérdida potencial de especies (%)	Número de fragmentos	Características de los fragmentos	Referencia
0,177-0,250	33,5-43,8	6	Islas virtuales de bosque relicto primario	Cornelius *et al.* (2000)
0,094	19,5	10	Islas virtuales de bosque primario	Willson *et al.* (1994)
0,096	19,8	13	Islas reales de bosque primario	Rozzi *et al.* (1996)
0,148	28,9	18	Islas virtuales de bosque secundario (incluyendo aves rapaces)	Gantz y Rau (1999)
0,167	31,9	18	Islas virtuales de bosque secundario (excluyendo aves rapaces)	Este estudio

calcular el exponente alométrico z (Gantz y Rau 1999, Cornelius *et al.*, 2000, este estudio), se han encontrado valores incluidos en el rango entre 0,12-0,17. Esto último significa que los fragmentos se han comportado como islas virtuales (aun las islas de bosques primarios estudiadas por Rozzi *et al.*, 1995, 1996). Para fragmentos pequeños que varían entre 0,01-0,2 km^2 nuestro modelo alométrico ($S=14{,}9A^{0{,}167}$) nos permite predecir riquezas de aves terrestres no rapaces que variarán entre 7-11 especies. Sin embargo, la riqueza observada para bosques nativos continuos ha sido de 44 especies (*cf.* Rozzi *et al.*, 1995). Así, puede estimarse que en los fragmentos pequeños la riqueza observada de especies se reduce entre *ca.* 16-25 % (*cf.* con el rango de 19-32 % predicho por los diferentes modelos alométricos para bosques nativos del sur de Chile presentados en la Tabla 2; el valor más alto es para los fragmentos analizados en este trabajo). En el caso de nuestra área de estudio el bosque continuo andino más grande es el Parque Nacional Puyehue (1.100 km^2). Usando nuestro modelo alométrico podemos predecir que su riqueza esperada de especies de aves terrestres no rapaces debería ser igual a *ca.* 48 (*i.e.*, $S=14{,}9 \times 1.100^{0{,}167}$; compárese con las 44 especies estimadas por Rozzi *et al.* 1995 para los bosques siempreverdes australes). Estudios intensivos con réplicas espaciales y pseudo-réplicas temporales en este parque permitirán verificar o refutar nuestra predicción. Es impor-

Tabla 4. Indices de forma para 18 fragmentos de bosque secundario del sur de Chile. Los datos están ordenados por número de orden correlativo según área ascendente para cada fragmento (*cf.* Tabla 1).

Indice perimetral	Indice de diversidad de Patton	Clasificación de la forma de los fragmentos según Henao (1988)	Indice de compactación	Dimensión fractal de un fragmento discreto
27,3	1,34	Oval-redondo	0,8	1,302
15,7	1,08	Redondo	0,9	1,244
12,4	1,11	Redondo	0,9	1,237
11,9	1,25	Redondo	0,8	1,251
9,7	1,16	Redondo	0,9	1,233
16,3	2,05	Irregular	0,5	1,325
13,2	1,75	Oval-oblongo	0,6	1,296
14,3	2,38	Irregular	0,4	1,334
6,8	1,17	Redondo	0,9	1,222
8,3	1,56	Oval-oblongo	0,6	1,263
7,6	1,43	Oval-redondo	0,7	1,249
8,3	1,94	Rectangular-oblongo	0,5	1,287
5,9	1,48	Oval- redondo	0,7	1,244
4,3	1,30	Oval-redondo	0,8	1,219
7,8	2,47	Irregular	0,4	1,309
4,9	1,89	Rectangular-oblongo	0,5	1,264
4,3	2,11	Irregular	0,5	1,270
4,2	2,19	Irregular	0,5	1,272

TABLA 5. Correlación entre cuatro índices de forma versus la densidad relativa y riqueza de especies de aves en fragmentos de bosque secundario de la provincia de Osorno, sur de Chile.
(*) Probabilidad significativa para un nivel de un 5 % de confiabilidad estadística.

	Densidad relativa especies de aves	Indice perimetral	Indice de diversidad de Patton	Indice de compactación	Dimensión fractal de un fragmento discreto
Densidad relativa especies de aves		r_s = 0,390 P = 0,108	r_s = 0,003 P = 0,989	r_s = -0,003 P = 0,989	r_s = 0,190 P = 0,433
Riqueza de especies de aves	r_s=-0,059 P = 0,808	r_s= -0,625 P = 0,010 (*)	r_s= 0,301 P = 0,215	r_s = - 0,301 P = 0,215	r_s = -0,132 P = 0,586

tante destacar la robustez y poder estadístico de este modelo ya que con el mismo podemos predecir 23 especies de aves no rapaces (compárense con las 26 efectivamente registradas) para la superficie total del archipiélago constituido por los 18 fragmentos (14,7 km^2).

Es interesante constatar que, efectivamente, el exponente alométrico para el bosque relicto de Fray Jorge lo hace análogo a islas oceánicas reales (Cornelius *et al.*, 2000). Lógicamente, pueden predecirse a futuro para ese ecosistema tasas más altas de pérdida de especies (33-44 %; compárense con el rango de 19-32 % para bosques nativos del sur de Chile), con el agravante que allá no existen otros bosques continuos que actúen como fuente de especies y que los corredores ribereños son prácticamente inexistentes. Nótese, sin embargo, que en comparación con el modelo de regresión logarítmica (donde sólo el área aumenta geométricamente) el modelo de regresión de potencia es menos conservador a la hora de predecir reducciones en el número de especies. En el primer modelo la riqueza de especies aumenta y disminuye en una progresión aritmética.

2.- Efecto de la forma de los fragmentos sobre la densidad relativa y riqueza de especies de aves

La correlación negativa entre el índice perimetral y la riqueza de especies de aves sugiere que los fragmentos de formas irregulares (*i.e.*, fractales) mantendrían una riqueza de especies de aves menor que aquellos fragmentos de formas regulares (*i.e.*, euclidianos). La misma relación ha sido recientemente encontrada para aves de praderas húmedas nativas en Nebraska, EEUU (Helzer y Jelinski 1999). Esto último tal vez debido a que la forma de los fragmentos, junto con su área, sería finalmente la determinante de la cantidad de hábitat núcleo expuesto a los bordes de las matrices que rodean a los fragmentos (Helzer y Jelinski 1999, Rau *et al.*, 2000). Junto con sugerir un efecto de borde importante de las matrices circundantes a los fragmentos, los índices de forma demostraron que el perímetro es un buen predictor de la riqueza de especies de aves asociadas al bosque nativo. La mayoría de los fragmentos estudiados no tuvieron la forma geométrica euclidiana circular, propuesta para el diseño óptimo de reservas naturales (*e.g.*, MacArthur y Wilson 1967, Diamond 1975, Diamond y May 1976, Wilson y Willis 1975). Además, para este conjunto de fragmentos la dimensión fractal fue mayor que uno. Este último valor estaría corroborando la irregularidad de la forma de dichos fragmentos. Se ha propuesto que a escala espaciales amplias los paisajes naturales presentan dimensiones fractales mayores que los paisajes antropizados (Ripple *et al.*, 1991). Estos últimos ambientes (*e.g.*, campos de cultivo, plantaciones forestales) son más euclidianos y se presentan a escalas espaciales más reducidas. De esta manera, los fragmentos de bosque secundario analizados en este trabajo representan todavía lo que es esperable que ocurra en ambientes naturales, pero a escalas espaciales menores (Rau *et al.*, 2000). Sin embargo, estos fragmentos deberían ser idealmente circulares, para proveer áreas interiores abundantes, libres del impacto negativo de los bordes de las matrices circundantes (Heltzer y Jelinski 1999), y estar conectados por correderos ribereños (Sieving *et al.*, 1996, 2000), para disminuir su aislamiento y aumentar su área. Resulta preocupante, no obstante, que en un período de 30 años los fragmentos han aumentado la irregularidad de su forma (Montenegro y Rau, ms. en preparación). De esta manera, tanto la disminución del área de los fragmentos como la pérdida de la regularidad de su forma tendrán efectos negativos sobre la riqueza de especies de aves asociadas a ellos. A nivel de procesos ecológicos es predecible también un efecto negativo del mirlo argentino, abundante en el área de estudio, que podría parasitar los nidos y afectar la tasa reproductiva de las especies nativas residentes en los núcleos (y su interfase con el borde) de los remanentes boscosos aislados.

CONCLUSIONES

Para finalizar, puede concluirse que los fragmentos de bosque secundario del sur de Chile se caracterizan por presentar una baja densidad y una alta frecuencia de tamaños de parche pequeños. Para aves terrestres no rapaces se elaboró un modelo de regresión de potencia, estadísticamente robusto, que permite predecir pérdidas elevadas (>30 %) ante reducciones de un 90 % en el área de los remanentes. El perímetro de los parches también se relacionó con la riqueza de especies. Se encontró, además, que la forma de los fragmentos boscosos (no euclidiana y fractal) se correlacionó negativa y significativamente con el número de especies asociadas a ellos. Esto último sugiere también que el "efecto de borde" de las matrices sobre los fragmentos tendría influencia negativa sobre la riqueza de especies.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido posible gracias al proyecto 3150/96 financiado por la Dirección de Investigación y Post-grado de la Universidad de Los Lagos, Osorno-Chile. El primer autor agradece a D.A. Kelt (Universidad de California, Davis) por su ayuda con el "abstract" y estimulantes comentarios para el desarrollo de este trabajo. También a su hijo, M. A. Rau, por su ayuda en la confección de las figuras y en la edición del texto final. El segundo autor agradece a los administradores de la Hacienda Rupanco, a la Sra. Ema Martin y a los Sres. Alfredo Chacón, Gustavo Geisse, Albert Kassel y Osbin Smith, por permitirle trabajar en los fragmentos ubicados al interior de sus predios.

BIBLIOGRAFIA

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. Oikos 71: 355-366.

Araya, B. y G. Millie. 1998. Guía de campo de las aves de Chile. Editorial Universitaria, Santiago.

Arrhenius, O. 1921. Species and area. Journal of Ecology 37: 274-288.

Bibby, C.J., N.D. Burgess & D.A. Hill. 1992. Bird census techniques. Academic Press, London, United Kingdom.

Boecklen, W.J. 1991. Theoretical and empirical biogeographic models in conservation: 150-166, *In* Mares, M.A. y D.J. Schmidly (Eds.) Latin American mammalogy: history, biodiversity, and conservation. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma.

Bustamante, R.O. & C. Castor. 1998. The decline of an endangered temperate ecosystem: the ruil (*Nothofagus alessandrii*) forest in central Chile. Biodiversity & Conservation 7: 1607-1626.

Bustamante, R. y A.A. Grez. 1995. Consecuencias ecológicas de la fragmentación de los bosques nativos. Ambiente y Desarrollo 11: 58-63.

Caughley, G. & A.R.E. Sinclair. 1994. Wildlife ecology and management. Blackwell Scientific Publications, Cambridge, Massachusetts.

Coleman, B.D., M.A. Mares, M.R. Willig & Y.H. Hsich. 1982. Randomness, area and species richness. Ecology 63: 1121-1133.

Connor, E.F. & E.D. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. The American Naturalist 113: 791-833.

Cornelius, C., H. Cofré & P.A. Marquet (2000) Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. Conservation Biology 14: 534-543.

Diamond, J.M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. Biological Conservation 7: 129-146.

Diamond, J. & R.M. May. 1976. Island biogeography and the design of natural reserves: 163-186, *In* May, R.M. (Ed.) Theoretical ecology: principles and applications. Blackwell Scientific Publications, Oxford, United Kingdom.

Dupont, W.D. & J.R. Plummer. 1990. Power and sample size calculations: a review and computer program. Controlled Clinical Trials 11: 116-128.

Forman, R.T.T. 1997. Land mosaics: the ecology of landscape and regions. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Gantz, A. y J. Rau. 1999. Relación entre el tamaño mínimo de fragmentos boscosos y su riqueza de especies de aves en el sur de Chile. Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso 24: 85-90.

Gleason, H.A. 1922. On the relation between species and area. Ecology 3: 158-162.

Greenwood, J.J.D. 1996. Basic techniques: 11-110, *In* Sutherland, W.J. (Ed.) Ecological census techniques: a handbook. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

Harris, L.D. 1984. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. The University of Chicago Press, Chicago.

Harris, L.D. 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. Conservation Biology 2: 330-332.

Harris, L.D. & G. Silva-López. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity: 192-237, *In* Fiedler, P. y S. Jain (Eds.) Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation, and management. Chapman and Hall, New York.

Heltzer, C.J. & D.E. Jelinski. 1999. The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. Ecological Applications 9: 1448-1458.

Henao, S. 1988. Introducción al manejo de cuencas hidrográficas. Universidad de Santo Tomás, Centro de Enseñanza Desescolarizada, Ediciones Usta, Bogotá.

Jiménez, J.E. 2000. Effect of sample size, plot size, and counting time on estimates of avian diversity and abundance in a Chilean rainforest. Journal of Field Ornithology 71: 66-87.

Kelt, D.A. 1989. Biogeography and assemblage structure of small mammals across a transition zone in southern Chile. Tesis de maestría no publicada. Northern Illinois University. DeKalb, Illinois.

Kelt, D.A. 2000. Small mammal communities in rainforest fragments in central southern Chile. Biological Conservation 92: 345-358.

MacArthur, R.H. & E.O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. Evolution 17: 373-387.

MacArthur, R.H. & E.O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, New Jersey.

MacArthur, R.H., J.M. Diamond & J.R. Karr. 1972. Density compensation in island faunas. Ecology 53: 330-342.

Martin, T.E. 1981. Species-area slopes and coefficients: a caution on their interpretation. The American Naturalist 118: 823-837.

May, R.M. 1975. Patterns of species abundance and diversity: 81-120, *In* Cody, M.L. & J.M. Diamond (Eds.) Ecology and evolution of communities. Harvard University Press, Cambridge, Massachussetts.

McGarigal, K. & B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351. Department of Agriculture,

Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
Myers, N. 1997. Global biodiversity II: losses and threats: 123-160, *In* Meffe, G.K. & C.R. Carroll (Eds.) Principles of conservation biology. Sinauer Associates, Inc. Publishers, Sunderland, Massachussetts.
Patterson, B.D. 1991. The integral role of biogeographic theory in the conservation of tropical forest diversity: 124-149, *In* Mares, M.A. & D.J. Schmidly (Eds.) Latin American mammalogy: history, biodiversity, and conservation. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma.
Patton, D.R. 1975. A diversity index for quantifying habitat edge. Wildlife Society Bulletin 394: 171-173.
Pimm, S.L. & R.A. Askins. 1995. Forest losses predict bird extinctions in eastern North America. Proceedings National Academy of Sciences USA 92: 9343-9347.
Poincaré, H. 1952. Science and hypothesis. Dover Publications, Incorporated, Estados Unidos.
Preston, F.W. 1960. Time and space and the variation of species. Ecology 41: 612-627.
Rau, J., A. Gantz y G. Torres. 2000. Estudio de la forma de fragmentos boscosos sobre la riqueza de especies de aves al interior y exterior de áreas silvestres protegidas. Gestión Ambiental 6: 33-40.
Ripple, W.J., G.A. Bradshaw & T.A. Spies. 1991. Measuring forest landscape patterns in the Cascade Range of Oregon, USA. Biological Conservation 57: 73-88.
Rozzi, R., D. Martínez, M.F. Willson y C. Sabag. 1995. Avifauna de los bosques templados de Sudamérica: 135-152, En: Armesto, J.J., C. Villagrán y M.K. Arroyo (Eds.) Ecología de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago.
Rozzi, R., J.J. Armesto, A. Correa, J.C. Torres-Mura y M. Sallaberry. 1996. Avifauna de bosques primarios templados en islas deshabitadas del archipiélago de Chiloé, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 69: 125-139.
Schlatter, R.P. y R. Murúa. 1992. Control biológico de plagas forestales: bosque artificial y biodiversidad. Ambiente y Desarrollo 8: 66-67.
Siegel, S. 1956. Nonparametric statistics for the behavioral sciences. McGraw-Hill Book Company, New York.
Sieving, K.E., M.F. Willson & T.L. De Santo. 1996. Habitat barriers to movement of understory birds in fragmented south-temperate rainforest. The Auk 113: 944-949.
Sieving, K.E., M.F. Willson & T.L. De Santo. 2000. Defining corridor functions for endemic birds in fragmented south-temeperate rainforest. Conservation Biology 14: 1120-1132.
Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual Review of Ecology and Systematics 20: 171-197.
Unwin, D. 1979. Introductory spatial analysis. Methuen and Corporation, New York.
Westman, W.E. 1985. Ecology, impact assessment, and environmental planning. John Wiley and Sons, Inc., New York.
Wilson, E.O. & E.O. Willis. 1975. Applied biogeography: 522-534, *In* Cody, M.L. & J.M. Diamond (Eds.) Ecology and evolution of communities. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
Willson, M.F., T.L. de Santo, C. Sabag & J.J. Armesto. 1994. Avian communities of fragmented south-temperate rainforests in Chile. Conservation Biology 8: 508-520.
Yahner, R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. Conservation Biology 2: 333-339.
Zar, J.H. 1974. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey.

APÉNDICE I. Composición de aves terrestres no rapaces nativas (*) presentes en fragmentos de bosque secundario del sur de Chile. La nomenclatura sigue a Araya y Millie (1998) y el estatus de residencia-migración a Rozzi *et al.* (1995).

Ordenes y especies	Familias	Estatus de residencia-migración
COLUMBIFORMES		
Columba araucana	Columbidae	Parcialmente migratoria
Zenaida auriculata	Columbidae	Parcialmente migratoria
PSITTACIFORMES		
Enicognathus leptorhynchus	Psittacidae	Parcialmente migratoria
APODIFORMES		
Sephanoides galeritus	Trochilidae	Parcialmente migratoria
PICIFORMES		
Colaptes pitius	Picidae	**Residente**
Picoides lignarius	Picidae	Parcialmente migratoria
PASSERIFORMES		
Anairetes parulus	Tyrannidae	**Residente**
Aphrastura spinicauda	Furnariidae	Parcialmente migratoria
Carduelis barbata	Fringillidae	Migratoria
Colorhamphus parvirostris	Tyrannidae	Migratoria
Curaeus curaeus	Emberizidae	**Residente**
Elaenia albiceps	Tyrannidae	Migratoria
Eugralla paradoxa	Rhinocryptidae	**Residente**
Phrygilus patagonicus	Fringillidae	Parcialmente migratoria
Pteroptochos tarnii	Rhinocryptidae	**Residente**
Pygarrhychas albogularis	Furnariidae	**Residente**
Scelorchilus rubecula	Rhinocryptidae	**Residente**
Scytalopus magellanicus	Rhinocryptidae	**Residente**
Sicalis luteiventris	Emberizidae	Migratoria
Sturnella loyca	Emberizidae	Parcialmente migratoria
Sylviorthorhynchus desmursii	Furnariidae	**Residente**
Tachycineta meyeni	Hirundinidae	Migratoria
Troglodytes aedon	Troglodytidae	Migratoria
Turdus falcklandii	Muscicapidae	**Residente**
Xolmis pyrope	Tyrannidae	Parcialmente migratoria

(*) *Molothrus bonariensis* (Passeriformes: Emberizidae) fue la única especie introducida registrada en este estudio.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 121-123, 2001

HABITOS ALIMENTARIOS DEL BIGUA *PHALACROCORAX BRASILIANUS (GMELIN 1789)* (AVES, PHALACROCORACIDAE) EN EL NOROESTE DE ARGENTINA

Feeding habits of Bigua *Phalacrocorax brasilianus (Gmelin 1789)* (Aves, Phalacrocoracidae) in northwestern Argentina

HÉCTOR A. REGIDOR Y ARIEL TERROBA*

RESUMEN

Se analizaron los hábitos alimentarios del biguá *Phalacrocorax brasilianus* como paso previo para evaluar su rol como predador de la ictiofauna. Se estudió el contenido estomacal de 50 ejemplares, identificando y cuantificando los ítems presa sobre la base del número de ejemplares consumidos y el peso total de los mismos. Para el análisis de preferencia, utilizamos el cociente entre uso y disponibilidad en el ambiente. Las presas más frecuentes fueron pejerreyes *Odontesthes bonariensis* y mojarras *Astyanax* sp, ambos presentes en un 40 % de los contenidos. Cuando comparamos el número de individuos de cada presa consumido, 64 % fueron mojarras, 20 % pejerreyes y 9 % tarariras *Hoplias malabaricus*. El consumo de pejerreyes representó 55 % del peso total consumido. Las tarariras y mojarras, especies asociadas a zonas de aguas someras, presentaron altos valores de preferencia tanto al considerar la abundancia en número como en biomasa.

ABSTRACT

We analyzed food habits of cormorant *Phalacrocorax brasilianus* as a previous step to evaluate his role as a predator. We studied contents of 50 stomachs, identifying and quantifying prey items by the number of specimens eaten and their total weight. Preference was evaluated as the ratio between use and availability in the environment. Pejerreyes *Odontesthes bonariensis* and mojarras *Astyanax* sp. were in 40 % of the stomachs. When we compared the number of each prey, 64 % were mojarras, 20 % pejerreyes and 9 % tarariras *Hoplias malabaricus*. Pejerreyes were 55 % of the total weight eaten. Tarariras and mojarras, species associated to shallow waters, showed high values of preference in number and biomass.

KEYWORDS: Cormorant. *Phalacrocorax brasilianus*. Predation. Diet.. Preference, Argentina.

INTRODUCCION

Los estudios sobre la importancia de los predadores en la dinámica de las poblaciones presa se han polarizado en dos extremos. Por un lado, se considera que los predadores remueven el excedente poblacional de sus presas y por consiguiente no ejercen un efecto importante a largo plazo sobre sus densidades. Por el otro, se piensa que existen predadores *clave* que controlan la estructura y función del ecosistema regulando las poblaciones de las especies presas potencialmente dominantes, manteniéndolas a bajas densidades, y con esto facilitando el aumento de la diversidad y riqueza específica en el ecosistema (Crawley, 1992; xi). Como habitualmente ocurre en estas controversias, la realidad probablemente la encontremos en una posición intermedia.

El embalse Cabra Corral, en la provincia de Salta, es el espejo artificial de agua más importante de la región del noroeste argentino. Tras la siembra de alevines de pejerrey *Odontesthes bonariensis* (Cuvier & Valenciennes, 1835) en los primeros años de su existencia, se ha convertido en un importante

*Piscicultura y Pesquerías, Cs. Naturales, Universidad Nacional de Salta, Buenos Aires 177 (4400) Salta, Argentina.

centro de pesca recreativa, actividades deportivas acuáticas y turismo. Desde hace ya algunos años, se están desarrollando actividades de pesca artesanal de pejerrey con fines comerciales, actividades que son repudiadas por los pescadores recreativos acusándolas de una supuesta merma poblacional de la especie. Víctimas secundarias de esta aparente merma han resultado ser los biguaes *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin 1789), los cuales son para muchos pescadores autodenominados *deportivos* y *naturalistas*, co-responsables de esta situación, por lo que se los persigue y mata indiscriminadamente.

Sin embargo, las evaluaciones de biomasa íctica del embalse realizadas hasta el presente (Regidor y Mosa, 1997; 38 y 1998; 25) indican que carece de fundamento hablar de sobreexplotación pesquera artesanal.

Nuestro trabajo tiene por objetivo analizar los hábitos alimentarios del biguá como paso previo para evaluar su rol como predador de la ictiofauna del embalse.

MATERIALES Y METODOS

Se colectaron 50 ejemplares de biguá mediante armas de fuego, entre agosto de 1997 y octubre de 1998, los cuales fueron sexados y pesados. Sus estómagos fueron removidos inmediatamente después de muertos, registrándose su peso con y sin contenido estomacal. Posteriormente, los contenidos se conservaron en solución de formaldehído al 10 % para impedir la autólisis de los tejidos blandos (Rodríguez y Ferreira, 1993; 88).

El estudio de los componentes de la dieta se realizó en dos etapas:

a) La primera consistió en un análisis macroscópico de los mismos, en donde se separaron los ejemplares que estaban completos con el objeto de determinar la especie a la que pertenecían. Cuando el grado de digestión lo permitió, se midieron sus longitudes estándar, $\mathbf{L}_{st}$, y cefálica, $\mathbf{L}_{C}$, y el peso, **W**.

b) La segunda etapa consistió en un análisis bajo lupa a fin de determinar la presencia de otolitos, los cuales fueron identificados para determinar a qué especie de peces pertenecían.

En los peces en los que no fue posible registrar el peso y la talla, las mismas se estimaron a partir de las ecuaciones que relacionan la longitud estándar con la cefálica y con el peso, obtenidas utilizando ejemplares de distintas especies capturados en campañas anuales de evaluación de ictiofauna realizadas durante 1997 y 1998. En el caso de los pejerreyes, se utilizaron las ecuaciones obtenidas por Barros (1999; 38).

Para cada ítem alimenticio se calculó el índice de importancia relativa IRI, ya utilizado por Oliveros y Beltzer (1983; 226) y Gilbert *et al.* (1995; 14) en la especie. Su valor es:

$$\mathbf{IRI = F_{o\%} \cdot (N_{\%} + W_{\%})}$$

donde $\mathbf{F}_{o\%}$ es la frecuencia observada porcentual, $\mathbf{N}_{\%}$ es el porcentaje numérico de cada ítem y $\mathbf{W}_{\%}$ su porcentaje en peso.

Un error corriente de ecología trófica es analizar sólo el espectro de ítems contenidos en la dieta de una especie sin evaluar su disponibilidad, entendiendo ésta como la proporción en que cada ítem se encuentra disponible en el ambiente (Crawley, 1992; 45). En este trabajo, la disponibilidad fue evaluada a partir de muestreos de las poblaciones de peces realizados en 1997 y 1998 (Regidor y Mosa, 1997; 34 y 1998;19).

La preferencia se estimó como el cociente entre el porcentaje de uso de un ítem presa y su disponibilidad en el ambiente, tanto para el número de presas como para su biomasa.

RESULTADOS Y DISCUSION

Nueve de los 50 biguaes capturados presentaron sus estómagos vacíos, siendo el 18 % de los individuos capturados. Las presas que más frecuentemente aparecen en los estómagos son pejerreyes y mojarras, *Astyanax* sp., (Baird & Girard, 1854) ambos presentes en un 40 % de los contenidos, y tarariras, *Hoplias malabaricus malabaricus* (Bloch, 1794), con un 20 %.

Cuando se compara el número de individuos de cada presa consumido, sobre un total de 183 presas, 64 % son mojarras, 20 % pejerreyes y 9 % tarariras. La importancia de cada ítem presa cambia al analizar la biomasa aportada por los mismos; el consumo de pejerreyes representa 55 % del peso total consumido, el de tarariras, 21 % y el de mojarras, 12 %.

Los valores combinados de frecuencia observada, número de individuos por especie consumidos y peso de los mismos se utilizaron para el cálculo del IRI (Tabla 1). Las dos especies más importantes en la dieta del biguá de acuerdo al IRI son pejerreyes y mojarras.

TABLA 1. Número, frecuencia y peso total de cada ítem presa consumido (absoluto y relativo) e Indice de Importancia relativa IRI en la dieta del biguá.

Item presa	N	$N_{\%}$	F_o	$F_{o\%}$	W	$W_{\%}$	IRI
Odontesthes	36	20	20	40	6052.1	54.55	2982
Astyanax	118	64	19	38	1357.5	12.24	2897
Hoplias	17	9	10	20	2361.2	21.28	606
Oligosarcus	2	1	2	4	482.4	4.35	21
Pimelodus	1	1	1	2	267.8	2.41	7
Sin determinar	9	5	6	12	574.2	5.18	122
Vacíos	9		9	18			

Las tarariras y mojarras, especies asociadas a zonas de aguas someras, presentaron altos valores de preferencia tanto si se considera la abundancia en número como en biomasa (Tabla 2). Esto se relaciona con el comportamiento de pesca grupal que se ha observado realizan las bandadas de biguá en aguas litorales poco profundas.

TABLA 2. Preferencia en número y peso de los ítems presa.

Item presa	En número			En peso		
	(%) uso	% disponibilidad	preferencia	(%) uso	% disponibilidad	preferencia
Odontesthes	20,69	83,12	0,25	57,52	82,94	0,69
Astyanax	67,82	10,86	6,24	12,90	2,92	4,42
Hoplias	9,77	1,13	8,65	22,44	3,04	7,38
Oligosarcus	1,15	3,74	0,31	4,59	4,58	1,00
Pimelodus	0,57	1,14	0,50	2,55	6,53	0,39

Contrariamente a lo sostenido por los pescadores recreativos, los pejerreyes, y también los dentudos *Oligosarcus jenynsii* (Günther, 1864), especies buenas nadadoras y de aguas abiertas, fueron capturadas en menor proporción a su disponibilidad, al igual que los bagres *Pimelodus albicans* (Valenciennes, 1840), los que probablemente por su particular anatomía no puedan ser consumidos a partir de una determinada talla.

Estudios de ecología trófica de la especie establecieron que el mayor porcentaje de los peces ingeridos presentaba tallas menores a 10 cm. (Oliveros y Beltzer, 1983; 228). En coincidencia con estos autores, cuando analizamos las tallas de las presas (Tabla 3), las mojarras, que constituyen más del 60 % de los peces ingeridos, presentan tallas dentro del rango 26–116 mm. Sin embargo, pejerreyes y tarariras, presas mucho más importantes que las mojarras teniendo en cuenta la biomasa que aportan a la dieta, son consumidos con tallas superiores a 10 cm.

TABLA 3. Tallas máxima, mínima y media de los tres ítems presa más importantes en la dieta del biguá.

	Talla en mm		
Item presa	máxima	mínima	media
Astyanax	116	26	61
Odontesthes	310	147	234
Hoplias	235	170	209

BIBLIOGRAFIA

Barros, S. 1999. Temporada reproductiva y fecundidad del pejerrey *Odontesthes bonariensis* en el embalse Cabra Corral, Salta. Tesis Licenciatura en Recursos Naturales, Universidad Nacional de Salta.

Crawley, M. 1992. Natural enemies. The population biology of predators, parasites and deseases. Blackwell Scientific Press, UK.

Gilbert, V., O. Del Ponti, Y. Doma y M. Wrede. 1995. Dinámica de poblaciones de peces del embalse Casa de Piedra. Informe final convenio COIRCO – UNLPampa.

Oliveros, O. y A. Beltzer. Alimentación del biguá común (*Phalacrocorax olivaceus*) en el valle aluvial del Río Paraná medio (Pelecaniformes: Phalacrocoracidae). Neotrópica 29(82): 225-230.

Regidor, H. y S. Mosa. 1997. Evaluación de la Ictiofauna. Programa de Monitoreo Cabra Corral - Peñas Blancas - El Tunal. Sección III. Convenio Río Juramento SA - Universidad Nacional de Salta. Informe anual 1997.

Regidor, H. y S. Mosa. 1998. Evaluación de la Ictiofauna. Programa de Monitoreo Cabra Corral - Peñas Blancas - El Tunal. Convenio Río Juramento SA - Universidad Nacional de Salta. Informe anual 1998.

Rodríguez, D. & M. Ferreira. 1993. Summer food and body condition of mallards (Anas platyrhynchos l.) in river Mondego lowlands. Doñana. Acta Vertebrata. 20(1): 87-94.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp. 125-130, 2001

PREDAÇÃO DE *ELANUS LEUCURUS* (AVES, ACCIPITRIDAE) SOBRE *MUS MUSCULUS* (MAMMALIA, MURIDAE) E SUA VARIAÇÃO NO TEMPO, EM AGROECOSSISTEMA DE VENÂNCIO AIRES, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

Predation of *Elanus leucurus* (Aves, Accipitridae) on *Mus musculus* (Mammalia, Muridae) and its temporal variation in agroecosystem of the Venâncio Aires county, Rio Grande do Sul state, Brazil

DANIEL R. SCHEIBLER[1], JOÃO O. MENEGHETI[2] Y ALEXANDRE U. CHRISTOFF[2]

RESUMO

Entre dezembro de 1997 e março de 1999, coletaram-se 539 pelotas de regurgitação de dois casais de *Elanus leucurus* em agroecossistema do município de Venâncio Aires, pertencente ao estado do Rio Grande do Sul (RS). Através do exame de suas pelotas, identificaram-se e quantificaram-se as espécies de presas presentes. *Mus musculus* foi a presa dominante, sendo registrada em 68,29 % das pelotas. Outros roedores reconhecidos nas pelotas foram: *Bolomys lasiurus*, *Akodon paranaensis* representados respectivamente em 6,55 % e 5,24 % das pelotas examinadas; *Oligoryzomys* sp., *Cavia aperea* e *Rattus rattus*, presentes em percentagens inferiores a 1,5 %; foram encontrados ainda vestígios de *Brucepattersonis iheringi*, *Holochilus* sp. e *Rattus norvegicus*; além de outros Cricetidae não identificados em 3,42 % das pelotas. Identificaram-se ainda restos de Marsupialia (4,93 %), de Aves (5,74 %), de répteis e insetos. Dado o nível de dominância de *M. musculus* nas pelotas de regurgitação de *E. leucurus*, concentrou-se o foco da presente comunicação na associação entre as duas últimas espécies. *E. leucurus* é freqüentemente encontrado em regiões abertas e em agroecossistemas. Suas presas usuais são pequenos roedores de solo. *M. musculus* é sinantrópico, acidentalmente introduzido em todos os continentes. É comum em agroecossistemas, podendo constituir-se em uma das presas de *E. leucurus*. Consideradas as amostras coletadas entre dezembro de 1997 e maio de 1998, o valor do índice de associação de Fager entre as duas espécies foi igual a 0,89. Houve diferença significativa entre amostras mensais ($p<0,00001$) de exemplares de *M. musculus* por pelota, permitindo diferenciar duas épocas do ano. A primeira, entre o final do outono e início da primavera de 1998, quando *M. musculus* foi mais predado por *E. leucurus*. A segunda, no verão de 1999, quando se deu o oposto. Também houve diferença significativa interanual entre janeiro/98 e janeiro/99 ($p<0,0135$), fevereiro/98 e fevereiro/99 ($p<0,0337$), março/98 e março/99 ($p<0,0236$) no número de exemplares de *M. musculus* por pelota. O alto valor do índice de associação demostra a importância de *M. musculus* na dieta de *E. leucurus*, o que pode ser explicado pela grande disponibilidade do primeiro no tipo de agroecossistema estudado. As diferenças mensais na predação sobre *M. musculus* podem ser explicadas em parte, pela maior ou menor presença de outras presas no território de caça de *E. leucurus* e, por outra parte, pela própria dinâmica populacional de *M. musculus* na região estudada, que repercutirá em sua maior ou menor abundância. Diferenças de intensidade de predação de *E. leucurus* entre os verões de 1998 e 1999, podem ter sido resultado de variações nas densidades de *M. musculus* em resposta a alterações do clima normal. O município de Venâncio Aires situa-se entre as bacias dos rios Taquari e Jacuí (RS) (29°36'S, 52°11'W), zona fisiogeográfica da Floresta Estacional Decidual. A região sofre forte ação antrópica, sendo que o agroecossistema típico é o de culturas diversificadas em pequenas propriedades rurais, predominando a do milho, mas incluindo também áreas naturais preservadas.

ABSTRACT

From December 1997 to March 1999, we sampled 539 regurgitation pellets from two couples of the *Elanus leucurus*. Through examination of these pellets, we identified the species of preys and quantified them. *Mus musculus* was the dominant one, present in 68,29 % of the pellets. Other species of rodents were: *Bolomys lasiurus*, *Akodon paranaensis* respectively in 6,55 % and 5,24 % of the pellets; *Oligorysomys* sp., *Cavia aperea* e *Rattus rattus*, with percentages inferior to 1,5 %; traces of the *Brucepattersonis iheringi*, *Holochilus* sp. e *Rattus norvegicus* were found; and nonidentified Cricetidae in 3,42 % of the pellets. We also identified vestiges of the Marsupialia (4,93 %), Aves

[1]Mestrando da Universidade Estadual de Campinas, Brasil.
[2]Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Av. Paulo Gama s/n, Porto Alegre, CEP 90040-060, Rio Grande do Sul, Brasil.

(5,74 %), reptiles and insects. We focused our attention in the association between *M. musculus* and *E. leucurus* face the massive presence of the first one in the regurgitation pellets. *E. leucurus* is often found in open areas and agroecosystems. Small rodents are its usual prey. *M. musculus* is synanthropic, and common in agroecosystems, living sympatrically with *E. leucurus*. The value of Fager association index between the two species was equal to 0.89. Comparison among samples got monthly showed a difference between two periods of the year ($p<0.00001$). The first one from the end of autumn to the beginning of spring 1998, when *M. musculus* was intensively preyed by *E. leucurus*; whereas there was a lessening of association during the second period, summer of 1999. We detected a significant interannual difference of predation between successive Januaries ($p<0,0135$), Februaries ($p<0,0337$) and Marchs ($p<0,0236$) of the 1998 and 1999. Venâncio Aires county is lied between Taquari and Jacuí basins, in Rio Grande do Sul state, physiographic zone of the Decidous Seasonal Forest. The ecosystems of this region are strongly changed by diversified crops cultivated in small farms, in which dominates corn. In spite of this, it remains patches of natural vegetation forming a mosaic with the crops.

KEYWORDS: *Elanus leucurus*. *Mus musculus*. Predation relationship. Agroecosystem. Brazilian subtropic.

INTRODUÇÃO

O *Elanus leucurus* habita campos abertos e savanas em toda a América (Dunk, 1995). É residente comum de áreas agrícolas e planícies costeiras na Colômbia, Venezuela, Suriname, Brasil e região sul da América do Sul (Meserve, 1977). *E. leucurus* pode ser considerado um especialista em pequenos mamíferos (Dunk, 1995). Vários trabalhos mostram que pequenos roedores de solo constituem o componente mais importante de sua dieta (Hawbecker, 1942; Bond, 1940, 1942 *apud* Dunk, 1955); Cunninghan, 1955; Dixon *et al.*, 1957; Waian & Stendell, 1970; Stendell, 1972; Stendell & Myers, 1973; Waian, 1973; Meserve, 1977; Wright, 1978; Schlatter *et al.*, 1980; Scott, 1995).

Mus musculus, roedor sinantrópico, introduzido de forma acidental em todos os continentes, é espécie freqüentemente encontrada em locais de armazenagem de grãos, áreas agrícolas, habitações humanas e seus peridomicílios. É presa de *E. leucurus* em variadas latitudes e longitudes das regiões Neotropical e Neártica (Bond, 1940, 1942 *apud* Dunk, 1955; Cunninghan, 1955; Dixon *et al.*, 1957; Waian & Stendell, 1970; Stendell, 1972; Waian, 1973; Meserve, 1977; Wright, 1978; Schlatter *et al.*, 1980; Scott, 1995).

Os objetivos são: 1. avaliar a importância de *M. musculus* na dieta de *E. leucurus*, em área de agricultura intensiva, situada no subtrópico; 2. determinar como variou a intensidade de predação de *E. leucurus* sobre *M. musculus* ao longo do período de observação e quais as possíveis explicações.

MATERIAIS E MÉTODOS

Descrição da área de estudo

A área foco localiza-se na região centro-nordeste do estado do Rio Grande do Sul (RS), entre as bacias dos rios Taquari e Jacuí, no município de Venâncio Aires (29°36'S, 52°11'W) (figura 1).

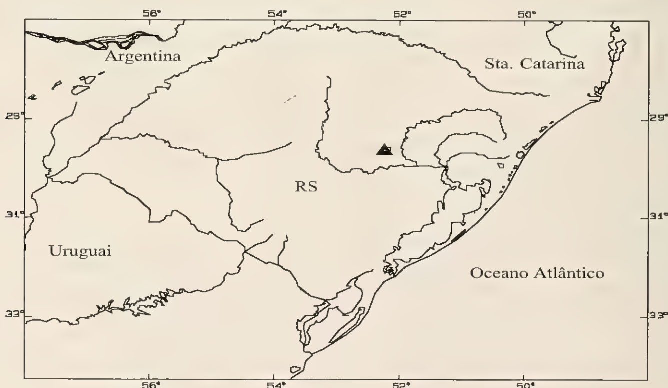


Fig. 1. Mapa com a localização geográfica do município de Venâncio Aires, Rio Grande do Sul.

O território de Venâncio Aires está sob o domínio da Floresta Estacional Decidual (Fundação IBGE, 1986). O uso da terra caracteriza-se por um grande número de pequenas propriedades rurais, com superfície média de 10 hectares (mínimo de 2 e máximo de 18 hectares).

Os cultivos na região são diversificados, predominando o milho. Este é freqüentemente cultivado como: único cultivo do ano em uma dada parcela da propriedade rural ou um segundo cultivo do ano, em seqüência com culturas de ciclo curto, tais como feijão e tabaco.

A região tem paisagem em mosaico, alternando áreas de matas nativas, parcelas cultivadas, restevas em diferentes estágios de sucessão ecológica, pequenas florestas plantadas (*Eucalyptus* spp.), brejos restritos e campos de criação semi-extensiva de gado leiteiro e de corte, com lotação média de cinco animais/ha.

Procedimentos de amostragem

Coletaram-se pelotas de regurgitação em pontos fixos, sob poleiros de dois casais de *E. leucurus*. Consideraram-se em conjunto as pelotas coletadas em semanas correspondentes a cada mês.

As pelotas são constituídas de material não digerido por *E. leucurus*, como pêlos, ossos, dentes, penas ou escamas. Através da identificação do conteúdo das pelotas de regurgitação determinou-se sua dieta. O material tinha que ser recente e estar em boas condições de conservação, uma vez que estas pelotas são freqüentemente atacadas por insetos (coleópteros) e fungos.

Durante a época de reprodução, encontraram-se pelotas sob o ninho, possivelmente regurgitadas pelos subadultos que já tinham abandonados os ninhos. Os mesmos fizeram parte das amostras, uma vez que permaneceram na área de nidificação durante algum tempo.

Durante o inverno de 1998, os dois casais estudados reuniram-se em dormitórios comuns e suas pelotas coletadas.

Coletaram-se um total de 539 pelotas de regurgitação, mensalmente, entre dezembro de 1997 e março de 1999. O número de pelotas variou entre os meses de coleta, desde um mínimo de 15, em dezembro de 1998, a um máximo de 87, em junho de 1998. A média mensal de pelotas e o desvio padrão foram iguais a 33,69±20,53

As pelotas foram individualizadas e conservadas em álcool a 70 %. Sob microscópio esteroscópico, separaram-se os pêlos, dentes e ossos, bem como restos de crânios e maxilares de *M. musculus*. O número de maxilares com dentes permitiu quantificar os indivíduos de camundongos presente nas pelotas. Quando os dentes de *M. musculus* encontrados nas pelotas tinham se desprendidos dos maxilares, o número e posição desses na série molar superior ou inferior, direita ou esquerda, era utilizada para quantificar os exemplares desse roedor presentes nas pelotas. A identificação de *M. musculus* deu-se com base no padrão morfológico apresentado pelos seus dentes.

Instrumentos estatísticos e quantitativos

Usaram-se os seguintes testes de hipóteses:

1- Os testes não paramétricos de análise da variância por postos de Kruskal-Wallis e de comparações múltiplas de Dunn.

2- Os testes paramétricos de Fisher e Student (t).

Utilizou-se o aplicativo Instat V2.00 para aplicação dos testes de Kruskal-Wallis, Dunn e t de Student.

Aplicou-se o índice de Fager para medir a associação entre *E. leucurus* e *M. musculus*.

RESULTADOS

M. musculus foi freqüente nas pelotas de regurgitação de *E. leucurus* (72,7 %). A tabela 1 mostra a distribuição de freqüência do número de exemplares de *M. musculus* encontrados em cada pelota. Ainda que se tenha constatado a presença de até cinco exemplares de *M. musculus* em algumas pelotas, a maior parte das mesmas continha um ou dois.

Aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, a fim de testar a existência ou não de diferença significativa entre pelo menos duas das séries de número de indivíduos de *M. musculus* encontrados nas pelotas de regurgitação de *E. leucurus*. Cada série correspondeu às pelotas colhidas em um dado mês. Compararam-se as séries de dados obtidas em: dezembro/97, janeiro/98, fevereiro/98, março/98, abril/98, maio/98, junho/98, julho/98, agosto/98, setembro/98, outubro/98, novembro/98, dezembro/98, janeiro/99, fevereiro/99 e março/99. A decisão foi pela diferença significativa entre pelo menos dois dos

16 meses amostrados (p<0.00001). A seguir aplicou-se o teste de comparação múltipla de Dunn para identificar quais foram os meses diferentes. Resultaram dois conjuntos de meses. Em cada conjunto as séries de dados não diferiram significativamente. Cada conjunto foi formado pelos seguintes meses: Conjunto I - dezembro/97, janeiro/98, fevereiro/98, março/98, abril/98, maio/98, junho/98, julho/98, agosto/98, setembro/98, outubro/98, novembro/98, dezembro/98 (p>0,05). Conjunto II - janeiro/99, fevereiro/99 e março/99 (p>0,05).

TABELA 1. Distribuição de freqüência do número de exemplares de *Mus musculus* encontrados em pelotas de regurgitação de *Elanus leucurus*, coletadas entre dezembro de 1997 e março de 1999, em Venâncio Aires, Rio Grande do Sul.

Nº de exemplares/ pelota	**Freqüência absoluta**	**%**
0	147	27,3
1	206	38,2
2	111	20,6
3	56	10,4
4	11	2,0
5	8	1,5
Total	**539**	**100,0**

Também através do teste de Dunn compararam-se as séries intermediárias de um e de outro conjunto, indicado na Tabela 2.

Para verificar se a intensidade de predação de *E. leucurus* sobre *M. musculus* apresentava diferença interanual, compararam-se as médias de número de presas por pelota de regurgitação, entre os verões de 1998 e 1999. As comparações foram entre dezembro de 1997 e dezembro de 1998, entre janeiro de 1998 e janeiro de 1999, entre fevereiro de 1998 e fevereiro de 1999 e entre março de 1998 e março de 1999. Aplicou-se o teste t para variâncias iguais e tamanhos diferentes de amostra. A diferença foi significativa entre janeiro/98 e janeiro/99 (p<0,0135), da mesma forma, entre fevereiro/98 e fevereiro/99 (p<0,0337) e entre março/98 e março/99 (p<0,0236). Não houve diferença significativa na intensidade de predação sobre *M. musculus* entre dezembro/97 e dezembro/98 (P=0,3060).

Para determinar o grau de associação entre predador (*E. leucurus*) e presa (*M . musculus*) entre dezembro de 1997 e maio de 1998, obteve-se o valor para o índice de Fager igual a 0,89.

TABELA 2. Resultados das comparações múltiplas de Dunn, entre séries de números de exemplares de *Mus musculus* presentes em pelotas de regurgitação de *Elanus leucurus*, coletadas entre dezembro de 1997 e março de 1999, em Venâncio Aires, Rio Grande do Sul.

Dez/97	-														
Jan/98	ns	-													
Fev/98	ns	ns	-												
Mar/98	ns	ns	ns	-											
Abr/98	ns	ns	ns	ns	-										
Mai/98	ns	ns	ns	ns	ns	-									
Jun/98	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-								
Jul/98	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-							
Ago/98	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-						
Set/98	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-					
Out/98	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-				
Nov/98	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-			
Dez/98	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-		
Jan/99	ns	ns	ns	ns	ns	ns	**	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-	
Fev/99	ns	ns	ns	ns	ns	ns	***	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-
Mar/99	*	*	ns	ns	ns	*	***	**	ns	*	*	ns	ns	ns	ns
	Dez/97	**Jan/98**	**Fev/98**	**Mar/98**	**Abr/98**	**Mai/98**	**Jun/98**	**Jul/98**	**Ago/98**	**Set/98**	**Out/98**	**Nov/98**	**Dez/98**	**Jan/99**	**Fev-99**

ns=não significativo (p>0,05); *=significativo (p<0,05); **=significativo (p<0,01); ***= significativo (p<0,001).

DISCUSSÃO

Sabendo-se que o índice de Fager varia de 0 a 1, o alto valor obtido mostra a importância de *M. musculus* na dieta de *E. leucurus* para o tipo de agroecossistema encontrado na região estudada. Esse roedor pode ser encontrado em cultivos de milho (Southern & Laurie, 1946; Fleharty & Navo, 1983; Mills *et al.*, 1991, 1992), de trigo (NewSome, 1969) e de soja (Mills *et al.*, 1991, 1992). *E. leucurus* também é uma espécie adaptada a explorar agroecossistemas, capturando roedores que nele estão presentes. Porém também em ambientes não agrícolas, alguns autores constataram a presença freqüente de *M. musculus* na dieta de *E. leucurus*. Na Califórnia, isto aconteceu em áreas dominadas por vegetação de *Salicornia ambigua* (Cunninghan, 1955) e em vegetação combinada de arbustos e gramíneas (Scott, 1944).

A grande importância desse roedor na dieta de E. leucurus constatada no presente estudo deve-se, provavelmente, a sua alta densidade, resultante de condições favoráveis para sua alimentação e sua reprodução no tipo de agroecossistema da região.

Duas são as hipóteses para explicar a alta predação sobre *M. musculus* no final do outono, inverno e início da primavera de 1998, bem como uma baixa predação no verão de 1999. A primeira está associada à presença de outras presas nas pelotas de regurgitação de *E. leucurus*. Outros roedores reconhecidos nas pelotas foram: *Bolomys lasiurus*, *Akodon paranaensis* representados respectivamente em 6,55 % e 5,24 % das pelotas; *Oligoryzomys* sp., *Cavia aperea* e *Rattus rattus*, presentes em percentagens inferiores a 1,5 %; foram encontrados ainda vestígios de *Brucepattersonis iheringi*, *Holochilus* sp. e *Rattus norvegicus*; além de outros Cricetidae não identificados em 3,42 % das pelotas. Identificaram-se ainda restos de Marsupialia (4,93 %), de Aves (5,74 %), de répteis e insetos. Essas presas apresentaram menor freqüência nas pelotas de inverno de 1998 e foram mais comuns no verão de 1999. Isto sugere que *E. leucurus* prede mais intensamente *M. musculus* no inverno, por estar mais disponível do que outras espécies de presas, devido a sua abundância no ambiente. O mesmo foi constatado anteriormente em regiões agrícolas do Chile, próximo a cidade de Polpaico, na região de Santiago, onde *M. musculus* foi mais predado por *E. leucurus* no inverno (Meserve, 1977).

A segunda hipótese é que as populações de *M. musculus* atinjam picos de abundância no final do outono e início do inverno. Alguns autores constataram que *M. musculus* pode reproduzir-se no inverno e ser abundante nesta estação, tais como DeLong (1967) na Califórnia e Kaufman & Kaufman (1990) no Kansas. A provável maior abundância desse roedor entre o final do outono e início do inverno em Venâncio Aires pode, por sua vez, ter sido devido a dois fatores: 1. maior oferta de alimento contida em restos de colheita; 2. grande cobertura vegetal de plantas ruderais, principalmente de gramíneas invasoras de cultivos, que no outono atingem grande biomassa. Além de servir como abrigo, esta vegetação também produz grande quantidade de sementes que podem constituir-se em importante fonte de alimento a *M. musculus* nessa época do ano. Como a colheita de cereais na região é tradicionalmente manual, o que sugere uma pequena perda de grãos, é possível que as plantas invasoras de cultivos possam representar o papel mais importante como fonte de alimento para *M. musculus* no outono e inverno da região. Não obstante, é possível que em regiões onde a colheita de cereais seja feita por máquinas, os grão deixados no terreno representem importante fonte de alimento. Mills *et al.* (1991), sugerem que o desenvolvimento da agricultura nos pampas argentinos gerou condições favoráveis para a expansão de espécies oportunistas como *M. musculus*. NewSome (1969), também comenta sobre o caráter oportunista para esta espécie em plantações de trigo na Austrália. De qualquer forma, é inquestionável que disponibilidade de alimento e cobertura vegetal de proteção são características de habitat necessárias para o estabelecimento de altas densidades de populações de *M.musculus* (Houtcooper, 1978 *apud* Kaufman & Kaufman, 1990).

Na região alvo do presente estudo, a partir da primavera dá-se o preparo do solo para o plantio de novos cultivos, com a conseqüente extração da cobertura de plantas invasoras. Esta prática estende-se até o verão e pode ser a causa da diminuição de abundância de *M. musculus*, repercutindo inevitavelmente sobre a oferta de alimento para *E. leucurus*. Práticas agrícolas como colheita e aração podem afetar seriamente a abundância de mamíferos que vivem em campos de cultivos, sendo até mesmo extintos localmente, ainda que temporariamente, em especial por abandono da área (Fleharty & Navo, 1983). A provável diminuição da abundância de *M.musculus* no território de caça de *E. leucurus*, devido a destruição de ambientes propícios à manutenção de grandes populações, como os habitats associados aos cultivos na área de estudo, podem explicar sua menor freqüência em pelotas de regurgitação de *E. leucurus* no verão de 1999.

Nas províncias de Santa Fé e Buenos Aires, populações de *M.musculus* cresceram rapidamente com a maturação dos cultivos de cereais e decresceram abruptamente após a colheita com a destruição de seus habitats (Mills *et al.*,1991).

Diferenças observadas na predação sobre *M. musculus* entre os verões de 1998 e 1999 podem ter sido resultado de condições ambientais imperantes, principalmente climáticas. Mills *et al.* (1992), NewSome (1969), sugerem que a variação nas condições climáticas determinam alterações no esforço reprodutivo de *M. musculus*. Uma provável explicação para essas diferenças é a de que o verão de 1998 poderia ter sido um período de intensa reprodução para *M.musculus*, acima do usual para a época, levando assim ao incremento na abundância deste roedor na área de estudo. Pearson (1963) relata grande abundância de *M. musculus* associada a alta atividade reprodutiva para populações desse roedor em dois locais da Califórnia.

Para alcançar-se o pleno entendimento das reais causas que podem produzir diferenças sazonais e interanuais na predação de *E.leucurus* sobre *M. musculus*, tornam-se necessários estudos que abordem as variações a longo prazo na dinâmica populacional desse roedor em agroecossistemas, como o da região estudada. Isto porque parece provável que *E. leucurus* capture *M.musculus* muito mais em função de sua disponibilidade no ambiente.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à dra. Marta Elena Fabián e ao biólogo Luciano Amaro Junqueira Valério pelas sugestões que enriqueceram este trabalho.

BIBLIOGRAFIA

Cunninghan, J.D. 1955. Notes on food habits of the White-tailed kite in southern California. Condor 57: 371.

Delong, K.T. 1967. Population ecology of feral house mice. Ecology 48(4): 611-634.

Dixon, J.B., R.E Dixon e J.E. Dixon. 1957. Natural history of the White-tailed kite in San Diego country, California. Condor 59: 156-165.

Dunk, J.R. 1995. The Birds of North America. White-tailed kite. Philadelphia, 178: 1-16.

Fleharty, E.D. e K.W. Navo. 1983. Irrigated cornfields as habitat for small mammals in the sandsage prairie region of western Kansas. Journal of Mammalogy 64(3): 367-379.

Fundação IBGE. 1986. Levantamento de Recursos Naturais, folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH.21 Uruguaiana e SI.22 Lagoa Mirim. Brasil, 33, 791 págs.

Hawbecker, A.C.A. 1942. life history study of the White-tailed kite. Condor 44: 267-276.

Kaufman, D.W. e G.A. Kaufman. 1990. House mice (*Mus musculus*) in natural and disturbed habitats in Kansas. Journal of Mammalogy 71(3): 428-432.

Meserve, P.L. 1977. Food habits of a White-tailed kite population in central Chile. Condor 79: 263-265.

Mills, J.N., B.A. Ellis, K.T. Mckee, J.I. Maiztegui e J.E. Childs. 1991. Habitat associations and relative densities of rodent populations in cultivated areas of central Argentina. Journal of Mammalogy 72(3): 470-479.

Mills, J.N., B.A. Ellis, K.T. Mckee, J.I. Maiztegui e J.E. Childs. 1992. Reproductive characteristics of rodent assemblages in cultivated regions of central Argentina. Journal of Mammalogy 73(3): 515-526.

NewSome, A.E. 1969. A population study of house-mice temporarily inhabiting a south australian wheatfield. Journal of Animal Ecology 38 (341-359).

Pearson, O.P. 1963. History of two local outbreaks of feral house mice. Ecology 44(3): 540-549.

Schlatter, R.P., B. Toro, J.L. Yáñez e F.M. Jaksic. 1980. Prey of the White-tailed kite in central Chile and its relation to the hunting habitat. Auk 97: 186-190.

Scott, T.A. 1994. Irruptive dispersal of Black-shouldered kites to a coastal island. Condor 96: 197-200.

Southern, H.N. e M.O. Laurie. 1946. The house-mouse (*Mus musculus*) in corn ricks. Journal of Animal Ecology 15: 134-149.

Southwood, T.R.E. 1976. Ecological methods with particular reference to the study of insect populations. Chapman and Hall. England. 391 págs.

Stendall, R.C. e P. Myers. 1973. White-tailed kite predation on a fluctuating vole population. Condor 75(3): 359-360.

Waian, L.B. 1974.The behavioral ecology of the north american White-tailed kite (*Elanus leucurus majusculus*) of the Santa Barbara coastal plain. Dissertation abstracts international (B), Ann Arbor 35(1): 191-192.

Waian, L.B. e R.C. Stendall. 1970. The White-tailed kite in California with observations of the Santa Barbara population. California Fish and Game 56(3):188-198.

Zar, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice Hall. U.S.A. 718 págs.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 131-138, 2001

AMPLITUD Y COMPOSICION DE LA DIETA DE *BUBO VIRGINIANUS* (AVES, STRIGIFORMES, STRIGIDAE) EN LA PATAGONIA NOROCCIDENTAL ARGENTINA

Food habits and niche breadth of *Bubo virginianus* (Birds, Strigiformes, Strigidae) in northwestern Argentine patagonia

Pablo Teta[1], Carolina Panti[1], Analía Andrade[1] y Alberto Perez[2]

RESUMEN

Bubo virginianus es una especie regularmente abundante en la Patagonia noroccidental, donde habita con preferencia colinas y otras formaciones rocosas en áreas abiertas o semiforestadas. En el presente trabajo se estudia la ecología trófica de esta especie a partir del análisis de regurgitados y de la revisión de bibliografía. De los resultados obtenidos se pudo establecer que la dieta de *Bubo virginianus* está constituida mayormente por mamíferos (63 %-100 %), principalmente por roedores, los que conforman el orden mejor representado (46.9 %-100 %) tanto en números totales como en aportes de biomasa (32.6 %-100 %). Aves (1.1 %-2.7 %), reptiles y anfibios (1.5 %-2.4 %) tienen una menor representación. La amplitud de la dieta, cuantificada por medio del índice de Levins, mostró una tendencia a disminuir de oeste a este en relación a la homogeneidad / heterogeneidad del ambiente.

ABSTRACT

Bubo virginianus is an abundant species in northwestern Patagonia, where it inhabits preferably in hills and rocky forms, in open and semi-open areas. Feeding ecology of this species was studied from the analysis of pellets and bibliography. Mammals were the main prey, acounting 63 %-100 % of total prey items, being rodents the best represented order (46.9 %-100 %), even in biomass contribution (32.6 %-100 %). Birds (1.1 %-2.7 %), reptiles and amphibians (1.5 %-2.4 %) were poorly represented. The niche breath, cuantified by Levins'index, tends to decrease from west to east. Geographic variation in diet has been attributed to variation in habitat and differences in patchiness of vegetation.

KEYWORDS: *Bubo virginianus*. Great horned owl. Food habits. Niche breadth. Northwestern Patagonia.

INTRODUCCION

El estudio de los hábitos alimentarios de las rapaces estrigiformes posibilita conocer la dieta de esas especies y el rol ecológico de las mismas en las cadenas tróficas, habiendo demostrado, al mismo tiempo, ser un buen complemento en el estudio de la composición cuali-cuantitativa de los elencos faunísticos de pequeños y medianos vertebrados de un área determinada. Estudios más detallados que incluyan no solamente la identificación específica de las presas, sino también el sexo y la edad aproximada, permiten evaluar el impacto de estas aves sobre las poblaciones de los taxa depredados, contribuyendo a una mejor comprensión de la dinámica poblacional de las especies presas (Bellocq y Kravetz, 1983).

Bubo virginianus es una de las estrígidas más ampliamente distribuidas en Norte y Sud América, donde ocupa –con excepción de la tundra y la cuenca amazónica– bosques, sabanas, quebradas, pastizales de altura y estepas, desde Alaska hasta Tierra del Fuego. En la Patagonia noroccidental es una especie regularmente abundante, habitando con preferencia colinas y otras formaciones rocosas, en áreas abiertas o semiforestadas (Fjeldsa y Krabbe, 1990).

[1]Museo Etnográfico J. B. Ambrosseti, Universidad de Buenos Aires, Moreno 350, C.P. 1065, Capital Federal, Argentina. E-mail: antheca @ yahoo.com.ar
[2]Centro de Investigaciones Científicas "El Hombre Patagónico y su Medio"; Chubut y Museo Etnográfico J. B. Ambrosseti.

Conocido en la Argentina con el nombre vulgar de "nuco" o "ñacurutú", este búho es uno de los más importantes depredadores de micromamíferos del área en estudio (Trejo *et al.*,1996). Generalmente caza con las primeras o últimas horas de oscuridad, aunque ocasionalmente también pueda hacerlo durante el día (Fjeldsa y Krabbe, 1990).

Massoia (1983,1988) y Massoia *et al.* (1988a, 1988b, 1989, 1991 y 1997) han realizado descripciones someras y cualitativas, con importantes implicancias sistemáticas y zoogeográficas en el estudio de pequeños y medianos mamíferos, de los hábitos alimenticios de ésta rapaz en la Patagonia noroccidental argentina. Donázar *et al.* (1997), Trejo *et al.* (1996) y Trejo y Grigera (1997, 1998) han ofrecido análisis más detallados sobre este tema, estableciendo las probables causas de la representación diferencial de algunas especies en la dieta del ave. Con estos antecedentes, el presente trabajo constituye un aporte más al conocimiento de los hábitos tróficos de *Bubo virginianus* en el norte de la Patagonia Argentina, siendo sus objetivos básicos establecer la amplitud y composición de la dieta de la especie en cuestión para el área que nos ocupa y discutir brevemente el modo en que diferentes factores pudieran afectar cuali-cuantitativamente a estos parámetros.

MATERIALES Y METODOS

El presente trabajo fue realizado a partir datos obtenidos de la revisión de bibliografía (Donázar *et al.*, 1997; Massoia 1983 y 1988, Massoia *et al.*, 1988a, 1988b, 1989, 1991 y 1997; Trejo *et al.*, 1996 y Trejo y Grigera, 1997, 1998) y de la prospección de sitios ubicados en el centro y el oeste de la provincia de Río Negro (Departamentos de Pilcaniyeu y de 25 de Mayo, veáse figura 1).

La composición y el nicho de la dieta fueron establecidos a partir del análisis e identificación de las especies presentes en dos muestras de egagrópilas recolectadas durante la primera quincena de Enero del año 2000 en los establecimientos ganaderos Estancia Pilcañeu y Estancia Calcatreo. Por el estado de conservación y la cantidad de material recolectado (N=171) las egagrópilas halladas en la Estancia Pilcañieu pueden considerarse como representativas de la dieta hacia fines de la primavera y principios de verano. Los materiales recuperados en la Estancia Calcatreo no pueden ser asignados a ninguna época del año en particular dado el gran número de disgregados presentes en aquella muestra.

La identificación de los restos óseos recuperados fue realizada mediante la consulta de bibliografía especializada (Pearson 1995, Reise, 1973) y la comparación con material de estudio depositado en la colección perteneciente al Proyecto Pilcaniyeu (UBA-CONICET). Las aves fueron determinadas únicamente a nivel de Clase, como consecuencia de que en ningún caso se recuperaron cráneos u otros elementos diagnósticos. La dificultad de la identificación de estas últimas radica en la gran homogeneidad osteológica postcraneal existente entre diferentes especies, la carencia de bibliografía adecuada y la extrema fragilidad de algunos huesos presentes en las egagrópilas (Noriega *et. al.*, 1993).

Para describir la dieta se procedió a 1) calcular los porcentajes de presas y de biomasa correspondientes a cada clase en cada una de las localidades estudiadas 2) establecer la amplitud de la dieta mediante la determinación del índice de Levins ($B=1/\Sigma\ pi^2$, donde pi=frecuencia relativa de cada especie) y 3) realizar comparaciones entre las distintas localidades a través del índice de Levins estandarizado (Bst= B-Bmin/ Bmax-Bmin, donde Bmin=1 y Bmax=total de categorias).

Los pesos medios de las presas fueron tomados de Donázar *et al.* (1997), Pearson (1983), Redford y Eisenberg (1992) y de ejemplares capturados y pesados por los autores durante la realización de las tareas de campo. La nomenclatura y secuencia adoptada para los mamíferos corresponde a la presentada por Galliari *et al.* (1996).

DESCRIPCION DEL AREA DE ESTUDIO

El área abarcada por el presente estudio incluye el centro y sur de la Provincia de Neuquén y el oeste de la provincia de Río Negro, desde la Cordillera de los Andes hasta las mesetas centrales. El clima es en general frío y seco, con heladas a lo largo de la mayor parte del año y frecuentes caídas de nieve durante el invierno. La altura del terreno decrece abruptamente de oeste a este (3000-1600 m.s.n.m. a 600 m.s.n.m. en pocos kilómetros), aunque elevaciones menores (<600 m.s.n.m-800m.s.n.m.), se extienden desde el oeste hasta el centro de la provincia de Río Negro. Del mismo modo, y como consecuencia de los cambios altitudinales, el nivel de las precipitaciones disminuye de oeste a este (desde 3600 mm anuales en las laderas cordilleranas a 300 mm en la estepa), generando importantes cambios en la vegetación a lo largo de tal gradiente. En la

estrecha franja (no mayor a 75 km.) donde las precipitaciones alcanzan los valores más altos, las especies del género *Nothofagus* (*N. pumillio*, *N. dombeyi* y *N. antarctica*) conforman las principales comunidades, asociadas en algunos casos a sotobosques de *Chusquea* sp., *Berberis* sp. (*B. linearifolia*, *B. darwini*, *B serratodentata*, *B. montana*), *Saxegothaea conspicua* y *Myrceugenia chysocarpa*. Por encima del bosque se extiende una estepa herbácea de prado andino, que en las cumbres más altas deja lugar a una corona de nieves permanentes. En las laderas y piedemontes ecotonales se desarrollan ambientes de estepa arbustiva y herbácea que alternan con ejemplares aislados o en parches de *Austocedrus chilensis* y otros elementos del bosque. En cañadones y fondos de valles de ríos son abundantes los cortaderales (*Cortadiera* sp.), los pastizales de mallín y los bosques en galerías de especies como *Salix humboltiana* y *Maytenus boaria*. En la porción oriental las comunidades más características son las estepas de gramíneas como *Stipa* sp. y *Poa* sp. o de arbustos bajos (usualmente <1 metro de alto) como *Chuquiraga avellanedae*, *Nassauvia glomerulosa* y *Mulinum spinosum*. En menor medida, también pueden hallarse ejemplares de *Ameghinoa patagonica*, *Schinus* sp., *Berberis* sp., *Nardophyllum obtusifolium*, *Brachyclados caespitosus* y *Vervena tridens*, aislados o formando parches (Cabrera, 1971, Pearson, 1982).

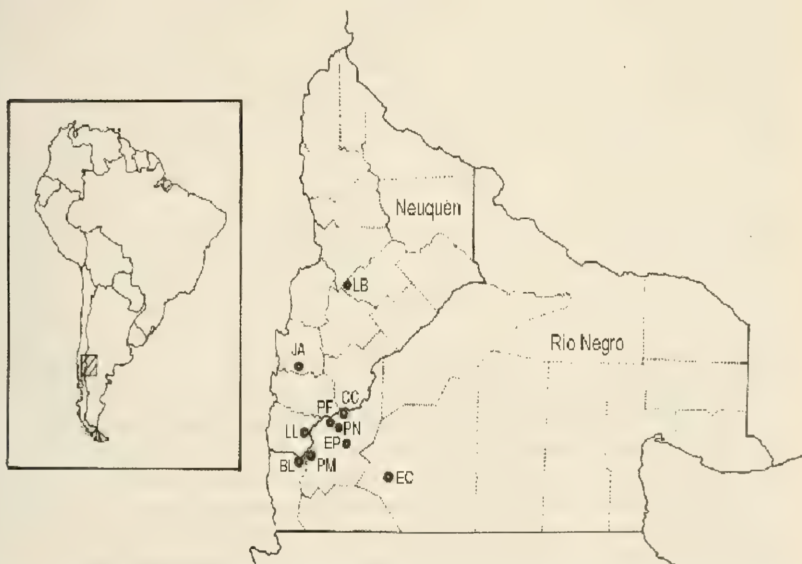


FIGURA 1. Lista de las localidades incluidas en el presente trabajo (entre paréntesis se anotan las referencias bibliográficas): **Provincia de Neuquén:** LB: Parque Nacional Laguna Blanca, departamento Zapala (Massoia y Pastore, 1997); JA: Junín de los Andes, departamento Huiliches (Donázar *et al.*,1997); LL: La Lipela, departamento Los Lagos (Massoia *et al.*, 1991). **Provincia de Río Negro:** BL: San Carlos de Bariloche, departamento de Bariloche (Trejo y Grigera, 1998); PM: Perito Moreno, departamento de Pilcaniyeu (Massoia, 1983); PF: Cerro Castillo, Paso Flores, departamento Pilcaniyeu (Pardiñas y Massoia, 1988); CC: Cañadón Las Coloradas, departamento de Pilcaniyeu (Massoia y Pardiñas, 1988b); PN: Pampa de Nestares, departamento de Pilcaniyeu (Massoia y Pardiñas, 1988a); EP: Estancia Pilcañieu, departamento Pilcaniyeu (este trabajo); EC: Estancia Calcatreo, departamento 25 de Mayo (este trabajo).

RESULTADOS

La dieta de *Bubo virginianus* en la Patagonia noroccidental está constituida mayormente por pequeños y medianos mamíferos (63 %-100 %), dentro de los cuales los roedores conforman el orden mejor representado (46.9 %-100 %) (Figura 4). Las aves (1.1 %-2.7 %) y los reptiles y los anfibios (1.5 %-2.4 %) adquieren una menor representación e importancia (Figuras 2).

El mayor aporte en términos de biomasa correspondió al Orden Rodentia (32.6 %-100 %), seguidos, según la localidad, por el Orden Lagomorpha (3,3 %-60 %), la clase Aves (0.7 %-6.2 %) o el orden Didelphimorphia (0.08 %-8.7 %) (Figura 3). Los aportes realizados por reptiles y anfibios (0.4 %-0.5 %) pueden considerarse irrelevantes. En cuanto al consumo de insectos y otros invertebrados, a pesar de los altos números registrados para algunos de los sitios estudiados (3 %-28.3 %), la contribución que los mismos hacen a la dieta en función de su biomasa resulta muy poco importante (0.03 %-0.6 %). Aquellos sitios en donde el mayor aporte a la biomasa fue realizado por los lagomorfos se correspondieron con las localidades en las que se registraron los aportes más bajos para los roedores (Figura 3).

La amplitud de la dieta cuantificada a través del índice de Levins estandarizado varió entre 0.0519 y 0.1302, mostrando una tendencia a disminuir de oeste a este (Tabla 2).

TABLA 1. Presas consumidas por *Bubo virginianus* en las localidades estudiadas de la Patagonia noroccidental argentina.

ESPECIES	LB	JA	LL	BL	PM	PF	CC	PN	EP	EC
Lestodelphys halli	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**5**	**-**	**6**	**10**	**6**
Thylamys sp.	-	2	-	-	-	-	1	-	-	-
Lyncodon patagonicus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Akodon cf. *Neocenus*	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Akodon sp.	-	66	4	-	-	7	5	-	-	-
Abrothrix longipilis	1	-	2	257	-	1	-	-	5	-
Abrothrix olivaceus	2	-	-	-	-	6	-	-	-	-
Abrothrix xanthorhinus	2	-	4	98	7	-	1	-	53	2
Chelemys macronyx	-	5	-	1	1	-	-	-	-	-
Geoxus valdivianus	1	6	4	1	-	-	-	-	-	-
Calomys musculinus	-	1	-	-	-	-	6	-	-	-
Eligmodontia cf *E. morgani-E. typus*	14	33	3	315	6	104	20	4	52	7
Irenomys tarsalis	-	-	4	1	-	-	-	-	-	-
Loxodontomys micropus	-	21	7	41	2	2	-	-	4	-
Phyllotis xanthopyga	3	37	13	-	5	29	9	8	2	3
Reithrodon auritus	19	217	1	174	3	58	11	15	103	18
Euneomys chinchilloides	1	15	1	-	-	5	4	-	15	4
Oligoryzomys longicaudatus	3	15	9	153	-	5	4	-	-	-
Rattus norvegicus	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
SIGMODONTINAE indet.	-	-	-	-	12	-	-	-	-	-
Galea musteloides	-	2	-	-	-	1	-	3	-	-
Microcavia australis	-	4	-	-	-	-	-	-	-	4
CAVIDAE indet.	-	19	-	-	-	-	-	-	-	-
Lagidium viscacia	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**-**	**1**	**-**	**-**	**-**
Octodon bridgesi	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Ctenomys sp.	4	-	2	-	-	-	-	26	-	50
Ctenomys haigi	-	154	-	47	3	38	9	-	40	-
Oryctolagus cuniculus	-	46	-	-	-	-	-	-	-	-
Lepus europaeus	4	157	-	1	-	1	-	-	-	-
Anas sp	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
Milvago chimango	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Falco sparverius	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
Callipepla californica	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-
Vanellus chilensis	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-
Zenaida auriculata	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Caprimulgus longirostris	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Tachycineta leucopyga	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Troglodytes aedon	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Anthus sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Zonotrichia capensis	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Sicalis luteola	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Sturnella loyca	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
PASSERIFORMES indet.	-	4	-	1	-	3	-	-	-	-
AVES indet.	-	1	-	-	-	-	1	-	6	-
Liolaemus sp.	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
IGUANIDAE indet.	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
SERPENTES indet.	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
REPTILIA indet.	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-
ANURA indet.	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
COLEOPTERA indet.	-	284	-	10	-	2	-	-	20	-
ARANAE indet.	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-
SOLIFUGAE indet.	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-
SCORPIONIDA indet.	-	72	-	-	-	-	-	-	-	-
CRUSTACEA indet.	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Presas Totales	**55**	**1271**	**55**	**1216**	**39**	**262**	**68**	**62**	**310**	**94**

TABLA 2. Indice de Levins (B) e índice de Levins estandarizado (BA) en las diferentes localidades estudiadas de la Patagonia noroccidental argentina.

	LB	JA	LL	BL	PM	PF	PN	CC	EP	EC
B	4.87	7.72	7.90	4.03	5.49	4.13	3.75	6.05	5.40	2.99
BA	0.074	0.129	0.132	0.202	0.086	0.058	0.052	0.097	0.084	0.038

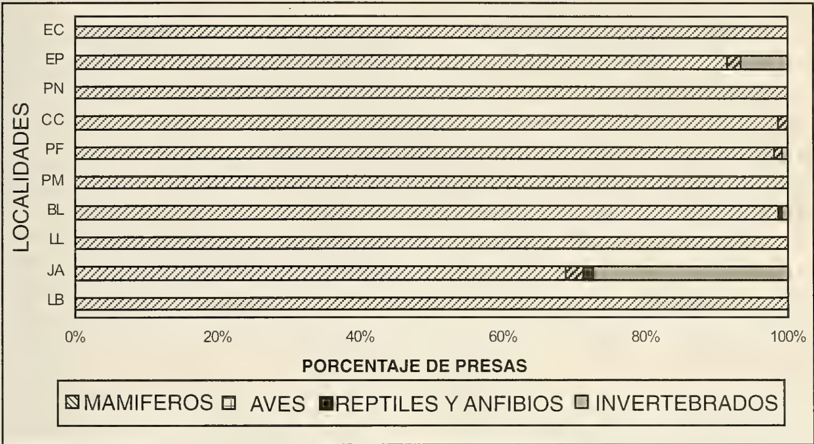


FIGURA 2. Composición de la dieta de *Bubo virginianus* en cada una de las diez localidades estudiadas de la Patagonia noroccidental argentina.

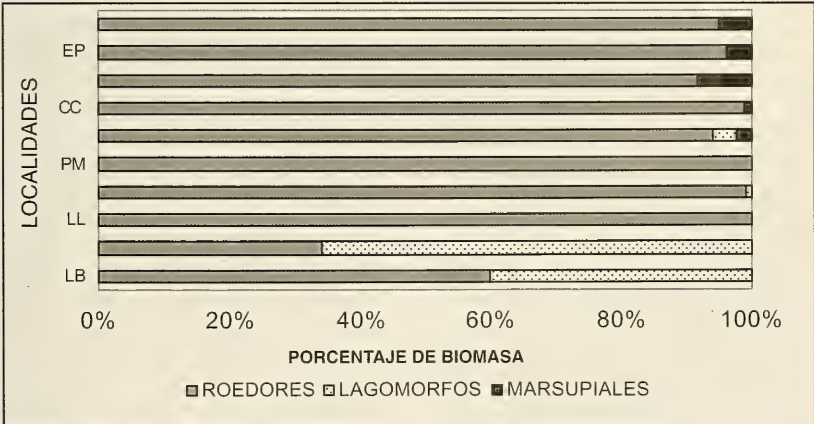


FIGURA 3. Porcentaje de biomasa aportado por cada orden de mamíferos en las distintas localidades analizadas de la Patagonia noroccidental argentina.

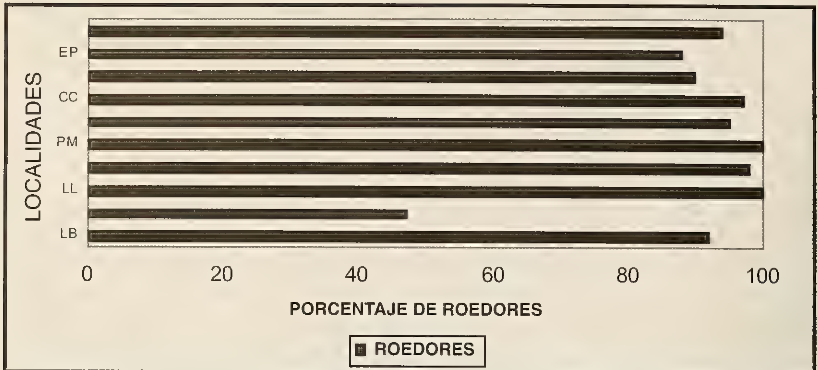


FIGURA 4. Porcentajes de roedores en la dieta de *Bubo virginianus* en las distintas localidades analizadas de la Patagonia noroccidental argentina.

DISCUSION Y CONCLUSIONES

En orden de prioridad, *Ctenomys* sp., *Reithrodon auritus*, *Eligmodontia morgani* y *Phyllotis xanthophyga* constituyen los taxa mejor representados, probablemente, como consecuencia de su abundancia en el campo. Donázar *et al.* (1997) y Jáksic y Marti (1984) señalan que *Bubo virginianus* es un depredador generalista y regularmente oportunista, con una dieta compuesta mayormente por pequeños y medianos mamíferos, estrechamente relacionada con la disponibilidad de recursos brindada por el terreno. No obstante, también hay que tener en cuenta que *Bubo virginianus* caza mayormente en lugares abiertos (de donde son propias estas especies) y, en menor medida, en áreas boscosas, donde su éxito probablemente sea menor que en campo abierto (Pearson y Pearson, 1982, 1993). Esto explicaría la ausencia o escasa representación adquirida en la dieta de especies restringidas a zonas forestadas, cañaverales o sitios con alta densidad de arbustos (p.e. *Dromiciops gliroides*, *Aconaemys* sp., *Irenomys tarsalis*, *Geoxus valdivianus*, *Chelemys macronyx*, *Abrothrix olivaceus*, etc.). En probable concurrencia con lo recién anotado, se observa una menor representación de especies arborícolas y escansoriales (p.e. *Oligoryzomys longicaudatus*, *Thylamys* sp., *Irenomys tarsalis*) con respecto a especies de hábitos cursoriales. Resulta evidente que la habilidad de trepar constituye una eficaz protección contra el accionar de algunos depredadores, más allá de la importancia que pueda adquirir este mecanismo en la separación y utilización diferencial de los recursos y el espacio.

Particularmente interesante resulta la enorme representación adquirida por las especies del género *Ctenomys*, sobre todo si se tiene en cuenta que estos roedores pasan gran parte del tiempo viviendo en galerías que construyen debajo de la tierra y a que salen muy esporádicamente de éstas (Pearson, 1984). Donázar *et al.* (1997) sugieren que una especie como *Bubo virginianus*, que caza mayormente desde perchas (Marti, 1974; Rudolph, 1978), podría beneficiarse concentrando sus actividades en sitios con altas densidades de recursos (p.e. tuqueras).

Abrothrix longipilis, *Loxodontomys micropus* y *Oligoryzomys longicaudatus* adquieren cierta importancia al oeste del área en estudio, siendo la primera de las mencionadas la segunda especie mejor representada en la dieta de *Bubo virginianus* en un ambiente de estepa ecotonal en el Parque Nacional Nahuel Huapi (Trejo *et al.*, 1996, Trejo y Grigera, 1997, 1998). En lo que a *Abrothrix xanthorhinus* se refiere, a pesar de ser ésta una especie muy abundante en la estepa ecotonal patagónica (Guthmann *et al.*, 1994), su proporción en la dieta de los búhos en la mayoría de las localidades estudiadas resulta notablemente baja (véase Trejo *et al.*, 1996).

Solamente en una de las diez localidades estudiadas el consumo de lagomorfos pareció adquirir verdadera importancia, constituyendo el 15 % de la dieta de *Bubo virginianus* en los alrededores de la ciudad de Junín de los Andes. No obstante estos números, el consumo de lagomorfos resulta mucho menor que el realizado por este mismo depredador a similares latitudes en el hemisferio Norte. Esta baja frecuencia de *Lepus europaeus* y *Oryctolagus cuniculus* en la dieta de los búhos patagónicos (820-910 g.) respecto a los conespecíficos norteños (1354-1543 g.) podría deberse al menor tamaño del depredador en comparación con el de una liebre o de un conejo adultos (hasta 4600 g.). Esta situación se ve parcialmente sustentada por el hecho de que la mayor parte de los ejemplares consumidos en la mencionada localidad resultaron ser individuos juveniles con un peso menor a los 1000 g. (para una discusión más amplia véanse Donázar *et al.*, 1997 y Trejo y Grigera, 1998).

El consumo de aves, reptiles y anfibios por parte de *Bubo virginianus* parece constituir una alternativa poco usual en los hábitos tróficos de la especie. No existen en la bibliografía consultada y material estudiado casos de ornitofagia elevada, como

sí ha sido documentado para individuos de *Tyto alba* (Noriega *et al.*, 1993) en el norte de la estepa patagónica. La mayor parte de las escasas especies identificadas son localmente abundantes en pastizales (p.e. *Sturnella loyca*) y campos arbustivos abiertos (p.e. *Caprimulgus longirostris*, *Callipepla californica*), asociadas en algunos casos a cuerpos de agua permanentes o estacionales (p.e. *Vanellus chilensis*, *Anas* sp.) (Olrog, 1984). La escasa representación de los reptiles en la dieta podría hallar su explicación en los hábitos diurnos y saxícolas que presentan la mayor parte de las especies que habitan en el área de estudio (Cei, 1986).

En cuanto al consumo de insectos y otros invertebrados, a pesar de los altos números registrados para algunos de los sitios estudiados, la contribución que los mismos hacen a la dieta en función de su biomasa resulta muy poco importante (aunque hay que tener en cuenta que artrópodos de cuerpos blandos o muy pequeños podrían ser completamente digeridos, no así especies grandes o con exoesqueletos quitinosos de mayor dureza). Números inusualmente altos en el consumo de artrópodos han sido reportados para ejemplares juveniles, que hacia fines de la estación reproductiva están aprendiendo a cazar (Marti, 1974). Yañez *et al.* (1978) sugieren que aumentos en la ingestión de invertebrados podrían ser consecuencia de una disminución en la oferta de otras presas, principalmente de roedores.

Con respecto a la existencia de variaciones estacionales en la explotación de los recursos, poco es lo que se conoce. Trejo y Grigera (1997, 1998) han señalado que en un área ecotonal del Parque Nacional Nahuel Huapi, las mayores amplitudes tróficas correspondieron a los meses de otoño e invierno. Estas mismas autoras también han indicado que el consumo de aves, al igual que el de insectos, alcanzaría mayores números durante los meses de primavera-verano. Donázar *et al.* (1997) y Massoia y Pastore (1997) coinciden en afirmar que el consumo de roedores aumentaría hacia la época en que los pichones, todavía alimentados por sus padres, comienzan a volar.

En este contexto, el modo en que la estructura y los atributos funcionales del ambiente influyen sobre la amplitud y la composición de la dieta de los búhos, constituyen aspectos que en la Argentina han sido escasamente atendidos. Al respecto, y en virtud de que la amplitud de la dieta parece disminuir gradualmente de oeste a este, puede asumirse que, en la Patagonia noroccidental Argentina, este parámetro depende en forma importante de las características del territorio explotado por la rapaz, de los microambientes en él incluidos y de la diversidad específica presentada por este. En el área estudiada los valores más bajos de amplitud trófica correspondieron a sitios ubicados en áreas ambientalmente homogéneas, (p.e. estepas arbustivas) y los más altos a áreas ambientalmente heterogéneas (p.e. laderas, valles y piedemontes en la franja de ecotono entre bosque y estepa). En la Patagonia Argentina la densidad de especies presenta un gradiente este-oeste que parece estar asociado a los patrones climáticos, fisionómicos y de variedad florística que dominan la región y en donde la diversidad aumenta desde la estepa hacia los bosques de *Nothofagus* (Pearson y Pearson, 1982). El avance de la frontera agrícola, la ganadería ovina extensiva y el reemplazo de los bosques nativos por pinares exóticos podrían estar influyendo en forma notoria sobre la amplitud, la composición de la dieta de *Bubo virginianus* en el área que nos ocupa. Como ya ha sido demostrado, la antropización y la consiguiente homogenización de los ecosistemas pueden causar profundos impactos en la composición cualitativa-cuantitativa de las comunidades de pequeños mamíferos (Pardiñas, 1999; Muñoz y Murúa, 1989). Hay que destacar aquí, que en algunas localidades de la provincia de Chubut, el establecimiento de chacras y la implementación de regadíos para el cultivo de alfalfa y de frutales ha redundado en un notoria disminución de la diversidad específica de micromamíferos que se ha reflejado en la dieta de las lechuzas (véase Pardiñas *et al.*, 2000).

AGRADECIMIENTOS

A María Teresa Boschín, Directora del Proyecto Pilcaniyeu por su confianza y constante apoyo. A Julio Contreras por la lectura crítica del manuscrito y las sugerencias aportadas. A Ana Trejo por las publicaciones enviadas. A Lorena Carrera, Agustín Cordero, Romina Chaname, Sebastián Fretes, Anabella Giusto y Silvana Rosenfeld por su asistencia durante las tareas de campo. Al Museo Etnografico J. B. Ambrosseti (UBA), al Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", al CONICET, al CICEHP (Chubut) y a la Compañía de Tierras SUD ARGENTINA S.A. Muy especialmente también a las Familias Salinas, Chucair, Donosa y Sepúlveda por la hospitalidad brindada.

BIBLIOGRAFIA

Bellocq, M.I. y F.O. Kravetz. 1983. Identificación de especies, sexo y edad relativa a partir de restos óseos de roedores de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Historia Natural 3(10): 101112.

Cabrera, A.L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica 14: 1-42.

Cei, J.M. 1986. Reptiles del centro, centro-oeste y sur de la Argentina. Herpetofauna de las zonas áridas y semiáridas. Monogafía N° 4 del Museo Regionale di Scienze Naturali. pp. 1-527.

Donázar, J.A., A. Travaini, O. Ceballos, M. Delibes & F. Hiraldo. 1997. Food habits of the Great Horned Owl in Northwestern Argentine Patagonia: The role of introduced Lagomorphs. Journal of Raptor Research 31(4): 364-369.

Fjeldsa, J. & N. Krabbe. 1990. Birds of the high Andes. Zool. Mus. University of Copenhagen and Apollo Books, Svendvorg, pp. 1-880.

Galliari, C., U.F.J. Pardiñas y F. Ggoin. 1996. Lista

comentada de los mamíferos argentinos. *Mastozoología Neotropical* 3(1): 39-61.

Heinemann, K., A. Monjeau, N. Guthnam y M. Lozada. 1994. *Abrothrix xanthorhinus*: aportes a su conocimiento. IX Jornadas Argentinas de Mastozoología, Vaquerías, Resúmenes, p. 65.

Jaksic, F. & C. Marti. 1984. Comparative food habits of *Bubo* owls in mediterranean type ecosystems. Condor 86: 288-296.

Jaksíc, F.M. & J.L. Yáñez. 1980. Differential utilization of prey resources by Great Horned Owls and Barn Owls in central Chile. Auk 97: 895-896.

Jaksíc, F.M., J.L. Yáñez & J.R. Rau. 1986. Differential utilization of prey resources by Great Horned Owl in western South America: an indication of latitudinal trends. Journal of Raptor Reserch 20: 113-116.

Lozada, M., N. Guthnam, K. Heinemann y A. Monjeau. 1994. Estudio de cinco poblaciones de roedores en la estepa ecotonal en el norte de la Patagonia Argentina. IX Jornadas Argentinas de Mastozoología, Vaquerías, Resúmenes, p. 64.

Marti, C.D. 1974. Feeding ecology of four sympatric owls. Condor 76: 45-61

Martinez, D.R. & F.M. Jaksic. 1997. Selective predation on scansorial and arboreal mammals by Rufous-Legged Owls (*Strix rufipes*) in southern chilean rainforest. Journal of Raptor Research 31(4): 370-375.

Massoia, E. 1983. La alimentación algunas aves del Orden Strigiformes en la Argentina. El Hornero N° extraordinario: 125-148.

Massoia, E. y U.F.J. Pardiñas. 1988a. Pequeños mamíferos depredados por *Bubo virginianus* en Pampa de Nestares, departamento Pilcaniyeu, provincia de Río Negro. Aprona, Boletín Científico 3: 23 -27.

Massoia, E. y U.F.J. Pardiñas. 1988b. Presas de *Bubo virginianus* en Cañadón Las Coloradas, departamento Pilcaniyeu, provincia de Río Negro. Aprona, Boletín Científico 4: 14-19.

Massoia, E y H. Pastore. 1997. Análisis de regurgitados de *Bubo virginianus magellanicus* (Lesson, 1828) del Parque Nacional Laguna Blanca, departamento de Zapala, provincia de Neuquén Aprona, Boletín Científico 33: 18-19.

Massoia, E., J. Pereiro y C. Reboledo. 1991. Análisis de regurgitados de *Bubo virginianus* en La Lipela, departamento de Los Lagos, provincia de Neuquen. Aprona, Boletín Científico 19: 53-57.

Muñoz A. y R. Murúa. 1989. Efectos de la reforestación con *Pinus radiata* sobre la diversidad y abundancia de los micromamíferos en un agroecosistema de Chile central. Turrialba 39(2): 143-150.

Noriega, J.I., R.A. Aramburu, E.R. Justo & L.J.M. De Santis. 1993. Birds presents in pellets of *Tyto alba* (Strigiformes, Tytonidae) from Casa de Piedra, Argentina. Journal of Raptor Research. 27(1): 37-38.

Olrog, C.C. 1984. Las aves argentinas. Una nueva guía de campo. INCAFO, Editorial Alvi, Madrid, pp. 1-352.

Pardiñas, U.F.J. 1999a. Los roedores muroideos del Pleistoceno Tardío-Holoceno en la región pampeana (sector este) y Patagonia (Republica Argentina): aspectos taxonómicos, importancia bioestratigráfica y significación paleoambiental. Tesis doctoral inédita, Facultad de Ciencias Journal of Zoology, London 202: 225-237.

Pearson, O.P. 1995. Annotated keys for identifying small mammals living in or near Nahuel Huapi National Park or Lanín National Park, Southern Argentina. Mastozoología Neotropical 2(2): 99-148.

Pearson, O.P. & A.K. Pearson. 1982. Ecology and biogeography of the southern rainforest of Argentina: pp.129-142 *In*: A.M. Mares y H.H. Genoways (Eds.) Mammalian biology of South America. Spec. Publ. Ser. 6 Pymatuning Lab. Ecol., Pittsburg.

Pearson, A.K. y O.P. Pearson. 1993 La fauna de mamíferos pequeños de la Cueva Traful I, Argentina, pasado y presente. Praehistoria 1: 211-224.

Redford, K.H. & J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics, Vol. 2 The Southern cone: Chile, Argentina, Paraguay and Uruguay. University of Chicago Press. Chicago, pp. 1-338.

Reise, D. 1973. Clave para la determinación de los cráneos de marsupiales y roedores chilenos. Gayana Zoología 27: 1-20.

Rudolph, S.G. 1978. Predation ecology of coexisting Great Horned and Barn Owls. Wilson Bulletin 90: 134-137.

Travaini, A., J.A. Donázar, O. Ceballos, A. Rodriguez, F. Hiraldo & M. Delibes. 1997. Food habits of Common Barn Owl along an elevational gradient in andean Argentine Patagonias. Journal of Raptor Research 31(1): 59-64.

Trejo, A. y D. Grigera. 1997. Composición y amplitud de la dieta de *Bubo virginianus* en un área de estepa ecotonal entre bosque y estepa en el norte de la Patagonia Argentina. VIII Congreso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de vertebrados, Concepción (Chile), Resúmenes, p. 114.

Trejo, A. & D. Grigera. 1998. Food habits of the Great Horned owl (*Bubo virginianus*) in a patagonian steppe in Argentina. Journal of Raptor Research 32(4): 306-311.

Trejo, A., N. Guthnam y M. Lozada. 1996. Predación del Buho *Bubo virginianus* sobre poblaciones de roedores en una estepa ecotonal patagónica. XI Jornadas Argentinas de Mastozoología, San Luis, Resúmenes, p.21.

Yáñez, J., J. Rau y F. Jaksic. 1978. Estudio comparativo de la alimentación de *Bubo virginianus* (Strigidae) en dos regiones de Chile. Anales del Museo de Historia Natural, Valparaiso 11: 97-104.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp. 139-143, 2001

ASPECTOS SOBRE LA SEGREGACION ESPACIAL DE *JENYNSIA LINEATA* Y *CNESTERODON DECEMMACULATUS* (PISCES, CYPRINODONTIFORMES)

Spatial segregation aspect on *Jenynsia lineata* and *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Cyprinodontiformes)

PATRICIA TRENTI, ANABELLA GIUSTO Y RICARDO A. FERRIZ*

RESUMEN

Se estableció el patrón de distribución espacial para las especies *Jenynsia lineata* y *Cnesterodon decemmaculatus* bajo condiciones controladas de laboratorio y posteriormente se estudiaron las interacciones espaciales entre ambas especies. Se observa que *J. lineata* no altera su patrón de distribución ante la presencia de *C. decemmaculatus* y contrariamente ésta última presenta un significativo cambio en presencia de *J. lineata*. Existe una segregación espacial en el plano horizontal que podría deberse al comportamiento agonístico manifestado por estos ciprinodóntidos en condiciones de laboratorio. Asimismo se propone la utilización de los patrones de distribución espacial de cada especie en condiciones fisicoquímicas del agua conocidas, para el diseño de un modelo que verifique los niveles de polución en forma rápida y económica.

ABSTRACT

The patterns of spatial distribution of the species *Jenynsia lineata* and *Cnesterodon decemmaculatus* were studied under controlled laboratory conditions, and lately spatial interactions between both species were observed. *J. lineata* did not change its pattern of spatial distribution in the presence of *C. decemmaculatus*, but contrariously the later species showed significative changes in the presence of *J. lineata*. The spatial segregation observed in the horizontal plane may be attributed to agonistic behaviour of this ciprinodonts in laboratory conditions. The utilization of spatial distribution patterns of each species in known physical and chemical water conditions is proposed as a quick and inexpensive method for water quality control.

KEYWORDS: Cyprinodontiformes. Spatial segregation. Agonistic behaviour. *Jenynsia lineata*. *Cnesterodon decemmaculatus*.

INTRODUCCION

Jenynsia lineata (Jenyns, 1842) (Fam. Anablepidae) y *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) (Fam. Poeciliidae) son los ciprinodóntidos más conspicuos de aguas de la pampasia bonaerense (Ringuelet *et al.*, 1967); si bien comparten un hábitat similar (Ringuelet, 1975; Tagliani, 1994) existen evidencias que sugieren segregación de microhábitat. Hylton Scott (1928) observa que "las dos especies que casi siempre cohabitan, se cruzan momentáneamente pero nunca se confunden, siendo *C. decemmaculatus* la que más se queda en la superficie". Este fenómeno no ha sido estudiado y se desconocen las variables que lo motivan. Cabe destacar que los datos sobre la biología de estos dos ciprinodóntidos, en especial sobre comportamiento, son sumamente escasos (López *et al.*, 1981, 1987; López *et al.*, 1994).

El objetivo de este trabajo es determinar en primera instancia el patrón de distribución normal de cada una de estas especies bajo condiciones controladas de laboratorio; luego determinar si existe segregación espacial entre ambas especies en el plano vertical de una columna de agua y en el plano horizontal, en condiciones de escasa profundidad, bajo variables controladas de laboratorio.

*Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", Av. Angel Gallardo 470, 1405 Buenos Aires, Argentina. E-mail: ricferr@muanbe.gov.ar

MATERIAL Y METODOS

Los ejemplares utilizados en estos experimentos fueron capturados con redes de arrastre en charcas del Gran Buenos Aires (a los 35° de latitud sur aproximadamente), sus longitudes estándar fueron de 20,9 a 24,2 mm en *C. decemmaculatus* y 24,8 a 35,0 mm en *J. lineata*. Las observaciones se llevaron a cabo en un acuario de 16 l de capacidad provisto de una grilla frontal de 25 unidades de 5 por 7 cm cada una , con una altura total de agua de 25 cm, donde se delimitan cinco estratos. Los peces fueron aclimatados bajo condiciones controladas de calidad de agua, temperatura y alimentación durante diez días antes de los experimentos.

El agua fue mantenida a un pH de 6,5 y a una conductividad de 347 µS (tabla I); todas las experiencias se realizaron con temperaturas comprendidas entre 19 y 22°C. Se empleó alimento balanceado para peces en escamas y gránulos, los ejemplares fueron alimentados dos veces por día proporcionándole la cantidad de alimento que pudieran consumir en cinco minutos.

Tabla I. Características físicas y químicas del agua utilizada para el mantenimiento de *Cnesterodon decemmaculatus* y *Jenynsia lineata*.

CONDUCTIVIDAD (µS)	347
RESIDUO SOLIDO (gr/l)	0,252
pH	6,5
SULFATO (mg/l)	42
CLORUROS (mg/l)	24,6
SODIO (mg/l)	26,9
POTASIO (mg/l)	4,4
CALCIO (mg/l)	21,2
MAGNESIO (mg/l)	3,4
CARBONATOS (mg/l)	0,0
BICARBONATOS (mg/l)	65,0
NITRATO (mg N/l)	0,453
NITRITO (mg N/l)	0,188
AMONIO (mg N/l)	1,105
FOSFORO TOTAL (mg P/l)	0,175

Para este estudio de condiciones controladas se siguieron las recomendaciones propuestas por Noakes y Baylis (1990), además se tuvo en cuenta el concepto de habituación explicado por Pitcher (1993).

Se registraron observaciones simultáneas de seis ejemplares (Patridge, 1982) en secuencias de dos minutos, contabilizándose un total de 5700 observaciones de la posición de los peces (n: 550 ejemplares) en cuatro situaciones experimentales: *C. decemmaculatus* sólo en un acuario de cinco estratos, con un total de 1500 observaciones; *J. lineata* en idénticas condiciones, 1500 observaciones; *J. lineata* con *C. decemmaculatus* en cinco estratos, 600 observaciones para cada especie, y *J. lineata* con *C. decemmaculatus* en condiciones de poca profundidad (un estrato), con 750 observaciones para cada especie.

Los análisis de frecuencia se realizaron mediante el test chi-cuadrado utilizando $p<0,05$, en cada caso se indica el nivel de significación (n.s.). Para aquellas situaciones en las que se analiza el patrón de distribución de una sola especie se contrastaron las frecuencias observadas con una distribución de frecuencias equiprobable.

RESULTADOS

C. decemmaculatus presenta elevadas frecuencias en los estratos 1 (25 %), superficie, y 5 (31 %), fondo (Fig. 1), este patrón presenta diferencias significativas (X^2=11,5323; n.s.=0,0212) respecto a una distribución aleatoria. En el primer ensayo se contrastaron las modas de los estratos 1 y 5 no encontrándose diferencias significativas (X^2=0,6263; n.s.=0,9604) entre ellas. Este esquema es alterado en presencia de *J. lineata*; en este caso *C. decemmaculatus* se ubica en el estrato 5 (82,8 %) (Fig. 1), la diferencia entre ambos patrones es significativa (X^2=176,477; n.s.=0).

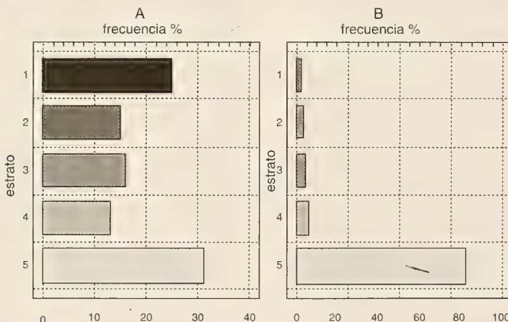


Figura 1. **A.** distribución de frecuencia de *Cnesterodon decemmaculatus*, en cinco estratos (N=1500). **B.** distribución de frecuencia de *Cnesterodon decemmaculatus*, en cinco estratos; interactuando con *Jenynsia lineata* (N=600).

J. lineata muestra un patrón de comportamiento no aleatorio, (X^2=31,6955; n.s.=2,2078^{-6}) con una elevada frecuencia de observaciones en el estrato 5 (41 %) (Fig 2); que no se altera significativamente en presencia de *C. decemmaculatus* (34 %) (Fig. 2), (X^2=5,2470; n.s.=0,1546). En las experiencias de interacción si bien las modas de ambas especies se encuentran en el nivel 5, la distribución de frecuencias es significativamente diferente (X^2=176,477; n.s.=0).

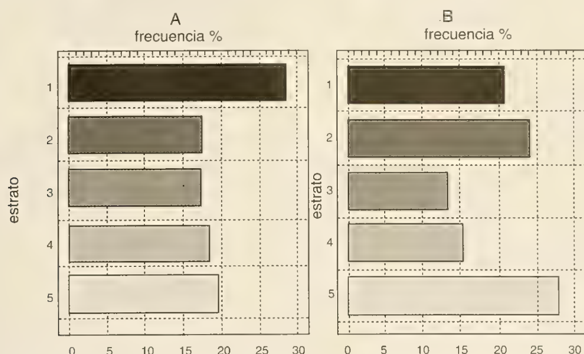


Figura 2. **A.** distribución de frecuencia de *Jenynsia lineata*, en cinco estratos (N=1500). **B.** distribución de frecuencia de *Jenynsia lineata*, en cinco estratos; interactuando con *Cnesterodon decemmaculatus* (N=600).

Si se disminuye la columna de agua y se limita a los peces en el último estrato (5), ambas especies se segregan significativamente: 28,4 % para el sector 1 en *C. decemmaculatus* (Fig. 3) y 27,6 % para el sector 5 en *J. lineata* (Fig. 3), (X^2=9,8224; n.s.=0,0435).

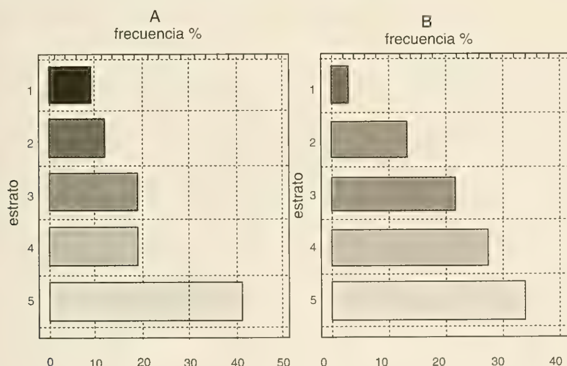


Figura 3. **A.** distribución de frecuencia de *Cnesterodon decemmaculatus*, en un estrato (N=750). **B.** distribución de frecuencia de *Jenynsia lineata*, en un estrato (N=750).

En todos los casos se observó que los ejemplares de *J. lineata* agreden a *C. decemmaculatus* y, aunque no haya una agresión directa, la sola presencia de *J. lineata* a escasos centímetros de ésta desencadena una rápida respuesta de huida.

CONCLUSIONES

La segregación espacial es producida por la respuesta de los individuos a los factores abióticos y bióticos (Nilsson, 1967), dentro de estos últimos el

agonismo constituye una de las causas de este proceso (Pitcher, 1993). Sobre las especies en estudio, se han realizado trabajos que contemplan las respuestas de éstas a los cambios de los factores abióticos, como por ejemplo la temperatura (Gómez, 1996), pH (Gómez y Toresani, 1998) y natación (Trenti *et al.*, 1999); pero son desconocidas en la literatura especializada estudios sobre interacciones interespecíficas.

Ambas especies no se distribuyen al azar en ningún caso, ya sea solas o coexistiendo. Las frecuencias observadas no se ajustan a una distribución normal, pudiendo ser monomodales o bimodales según las circunstancias. Se observa un notable cambio en el patrón de distribución de *C. decemmaculatus* en presencia de *J. lineata*, registrándose un aumento de presencia de la primera especie en el fondo del acuario, el cual correspondería a un área de refugio. Siendo las condiciones estrictamente controladas, es probable que el comportamiento agresivo de *J. lineata* y el de huida de *C. decemmaculatus* sea la causa de la segregación espacial.

Adicionalmente se ha observado en el laboratorio que *J. lineata* (de 32 mm de longitud estándar) se alimenta de juveniles de *C. decemmaculatus* de pocos días de edad, cuando éste es el único alimento que se le ofrece.

Así como se sostiene que una de las causas de la segregación espacial es el comportamiento agonístico, también es probable que el hábito alimentario de *J. lineata* sea una causa de segregación (Pitcher, 1993). Si se considera el tamaño relativo de los individuos de ambas especies (Ferriz *et al.*, 1999); los datos de Escalante (1983), que indican que de 67 ejemplares de *J. lineata* dos ingirieron peces; y nuestras observaciones de predación en laboratorio, posiblemente los adultos de esta especie se alimenten en alguna etapa de su vida de juveniles de *C. decemmaculatus*. Para una correcta comprensión de este evento es necesaria la realización de los etogramas para ambas especies y una correcta determinación de los microhábitats de cada una de éstas.

Diversos autores, recopilados por Kramer y Botterweg (1991), proponen métodos que permiten evaluar la calidad del agua de un efluente monitoreando las variaciones de la conducta y la fisiología de los peces; método que permite reconocer rápida y económicamente las alteraciones del medio. Para llevar a cabo este tipo de trabajo se requiere el conocimiento previo de los parámetros fisiológicos y patrones conductuales de una especie en condiciones de laboratorio (Scherer, 1992). Los datos aquí obtenidos podrían servir para diseñar un modelo experimental de control de medio ambiente, usando las posibles variaciones en las frecuencias de distribución, conjuntamente con la velocidad de natación y otros aspectos fisiológicos; producidas por niveles subletales de diversos tóxicos utilizando estos ciprinodontiformes.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece particularmente a Sergio E. Gómez por las valiosas sugerencias aportadas y por la lectura crítica del primer manuscrito, a Cristina A. Bentos por su amable colaboración. Carlos Villar por la ayuda con el abstract.

BIBLIOGRAFIA

Escalante, A.H. 1983. Contribución al conocimiento de las relaciones tróficas de peces de agua dulce del área platense. III otras especies. Limnobios, 2(7): 453-463.

Ferriz, R.A., C.A. Bentos y S.E. Gómez. 1999. Fecundidad en *Jenynsia lineata* y *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces, Cyprinodontiformes) de la pampasia argentina. Acta Biol. Venezuelica 19(4): 33-39.

Gómez, S.E. 1996. Resistenza alla temperatura e salinitá in pesci della Provincia di Buenos Aires (Argentina), con implicazioni zoogeografiche. *In*: Atti Congressuali, IV Convegno Nazionale Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci, Trento, Italia (1991): 171-192.

Gómez, S.E. y N.I. Toresani. 1998. Nivel mínimo letal de pH en *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) (Pisces, Atheriniformes). Rev. Mus. Arg. Cienc. Nat. "Bernardino Rivadavia", Hidrología 7(7): 63-67.

Hylton Scott, M.I. 1928. Sobre el desarrollo intraovarial de *Fitzroyia lineata* (Jn) Berg. An. Mus. Nac. Hist. Nat. XLIV: 361-424, 15 f., 13 t.

Kramer, K.J.M. & J. Botterweg. 1991. Aquatic biological early warning systems: an overview. *In*: D.W. Jeffrey and B. Madden (Eds.) Bioindicators and environmental management. Academic Press UKA: 95-126.

López, H.L., R.C. Menni y R.A. Ringuelet. 1981. Bibliografía de los peces de agua dulce de la Argentina y Uruguay. Biología Acuática 1: 1-100.

López, H.L., R.C. Menni y R.A. Ringuelet. 1987. Bibliografía de los peces de agua dulce de la Argentina y Uruguay. Suplemento 1986. Biología Acuática 9: 1-61.

López, H.L., R.A. Menni y L.C. Protogino. 1994. Bibliografía de los peces de agua dulce de Argentina. Suplemento 1993. Com. Invest. Cient. Provincia de Buenos Aires 6(26): 1-20.

Nilsson, N.A. 1967. Interactive segregation between fish species. *In*: Gerking, S.D. (Ed.) Ecology of Freshwater Fish Production. Blackwell UKA: 295-313.

Noakes, D.L. y J.R. Baylis. 1990. Behaviour. *In*: Schreck, C.B. and P.B. Moyle (Eds.) Methods or Fish Biology. American Fisheries Society, Bethesda, USA: 555-583.

Patridge, B. 1982. Estructura y función de los cardúmenes de peces. Investigación y Ciencia 71: 72-82.

Pitcher, T.J. 1993. Behaviour of teleost fishes. Chapman & Hall, UKA. Second Edition. Chap. 6: 537-572.

Ringuelet, R.A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre

las áreas ictiológicas de América del Sur. Ecosur 2: 1-151
Ringuelet, R.A., R.H. Aramburu y A.A. Aramburu. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigación Científica de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. 602 págs.
Scherer, E. 1992. Behavioural responses as indicators of environmental alterations: Approaches, results, developments. J. Appl. Ichthyol. 8(1-4): 122-131.
Tagliani, P.R.A. 1994. Ecología da assembléia de peixes de três riachos da planície costeira do Rio Grande do Sul. Atlântica 16: 55-68.
Trenti, P.S., S.E. Gómez y R.A. Ferriz, 1999. Capacidad de natación en tres peces pampásicos. Aprona 13(38): 2-9.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp, 145-151, 2001

PATRONES CRANEANOS Y MODALIDADES DE MASTICACION EN ROEDORES CAVIOMORFOS (RODENTIA, CAVIOMORPHA)

Skull patterns and chewing modes in caviomorph rodents (Rodentia, Caviomorpha)

Aldo I. Vassallo[1] y Diego H. Verzi[2]

RESUMEN

Se analizan características morfológicas del aparato masticatorio y direcciones de masticación en roedores caviomorfos de las superfamilias Octodontoidea, Cavioidea y Chinchilloidea. Se discrimina un morfotipo cavioideo (Hydrochoeridae y Caviidae), caracterizado por un cóndilo mandibular bajo, leve histricognatía, dirección predominantemente posteroanterior de la musculatura aductora (masetero superficial, pterigoideo interno) de la mandíbula; todo esto en asociación a una masticación propalinal a levemente oblicua. En el otro extremo de la variación, el morfotipo representado por *Ctenomys* + *Myocastor* se caracteriza por poseer un cóndilo mandibular alto, gran histricognatía, fuertes componentes lateromediales de los maseteros y pterigoideos, acortamiento y robustez general del cráneo; estos caracteres se asocian a una masticación oblicua a fuertemente oblicua (>60° en *Ctenomys*). Entre ambos extremos existen morfologías intermedias representadas por especies de Dasyproctidae (Cavioidea), Chinchillidae (Chinchilloidea), Octodontidae (excepto *Ctenomys*) y Echimyidae (Octodontoidea). Se realiza una interpretación morfofuncional de los caracteres craneomandibulares estudiados en relación a las modalidades de masticación y hábitos particulares de las especies.

ABSTRACT

The morphology of the masticatory apparatus, and the direction of chewing in several caviomorph rodents of the superfamilies Octodontoidea, Cavioidea, and Chinchilloidea were analized. A cavioid morphotype (Hydrochoeridae and Caviidae) was characterized by a low mandibular condyle, slight histricognath condition, and postero-anterior orientation of the jaw adductor mucles (superficial masseter, internal pterigoid), in association with propalinal to slightly oblique chewing. On the other hand, a *Ctenomys* + *Myocastor* morphotype showed a high mandibular condyle, strong histricognath condition, important latero-medial orientation of masseteres and pterigoids, shortness and general robustness of the skull in association with oblique to highly oblique chewing (>60° in *Ctenomys*). Between both extreme morphotypes, a morphological gradient included species of the families Dasyproctidae (Cavioidea), Chinchillidae (Chinchilloidea), Octodontidae (excepting *Ctenomys*) and Echimyidae (Octodontoidea). We advance a morphofunctional interpretation of the studied skull and jaw characters, regarding chewing modes and particular habits of the species.

KEYWORDS: Rodentia. Caviomorpha. Jaw mechanics. Chewing. Skull.

INTRODUCCION

Los roedores Caviomorpha poseen una amplia distribución en las porciones central y meridional del continente americano, incluyendo islas caribeñas (Woods, 1984: 389). A lo largo de esta distribución ocupan una enorme diversidad de hábitats, presentando muy diferentes modos de vida en asociación con un amplio espectro de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y comportamentales (Rowlands y Weir, 1974).

A nivel esqueletario, el grupo muestra variadas adaptaciones en concordancia con el desarrollo de hábitos cursoriales, corredores, o fosoriales a subterráneos (Mares y Ojeda, 1982: 393; Redford y Eisenberg, 1992). La morfología del cráneo, en particular, se ve influenciada por tales hábitos, así como por el desarrollo de diferentes tipos de masticación.

[1]CONICET, Depto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, C.C. 1245 (7600) Mar del Plata, Argentina. E-mail: avassall@mdp.edu.ar
[2]CONICET, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Paseo del Bosque s/n° (1900) La Plata, Argentina. E-mail: dverzi@museo.fcnym.unlp.edu.ar

El estudio de esta variabilidad craneana ha sido escasamente abordado (e.g. Woods y Howland, 1979: 95; Woods y Mckeen, 1989: 97), a pesar de representar éste uno de los clásicos enfoques de investigación de la diversidad en los mamíferos actuales y extinguidos.

En todos los roedores el agrandamiento de los incisivos y el desarrollo de una diastema han provocado la separación de las funciones de incisivos y molariformes. El cambio de posición para que una u otra función se ejecute, se realiza merced a un movimiento anteroposterior de la mandíbula, para lo cual la fosa glenoidea ha adquirido la forma de un canal alargado en esa misma dirección (Landry, 1957: 223; Woods, 1972: 115). Esto no implica, sin embargo, que los roedores o en particular los caviomorfos mastiquen de manera exclusivamente propalinal. Estudios posteriores al de Woods (1972), donde se analizaron estrías dentarias y se aplicaron técnicas de cineradiografía, permitieron determinar la existencia de distintas estrategias masticatorias en especies de las familias Capromyidae y Erethizontidae (Woods y Howland, 1979: 95; Woods y Mckeen, 1989: 97). Dichas diferencias en la masticación se correlacionan con una importante diversidad morfológica a nivel del aparato masticatorio. Hasta el momento no se ha llevado a cabo ningun estudio de conjunto en este sentido. En este trabajo se analiza de modo preliminar la diversidad morfológica del aparato masticatorio en varias especies de caviomorfos, pertenecientes a tres de las cuatro superfamilias en que se divide el grupo (Cavioidea, Chinchilloidea y Octodontoidea); se procura, asimismo, vincular la variabilidad existente con las distintas modalidades de masticación y particulares factores selectivos asociados a los hábitos de las especies analizadas.

MATERIALES Y METODOS

Se estudiaron especímenes de las siguiente especies: *Lagostomus maximus* (n=4), *Lagidium viscacia* (n=6), *Chinchilla lanigera* (n=6) (Chinchilloidea, Chinchillidae); *Dasyprocta* sp.(n=5) (Cavioidea, Dasyproctidae); *Dolichotis patagonum* (n=5), *Cavia aperea* (n=9), *Microcavia australis* (n=6), *Kerodon rupestris* (n=4), *Galea musteloides* (n=2), *Galea spixii* (n=2) (Cavioidea, Caviidae); *Hydrochoerus hydrochaeris* (n=3) (Cavioidea, Hydrochoeridae); *Proechimys* (*Trinomys*) *albispinus* (n=2), *Proechimys poliopus* (n=1) (Octodontoidea, Echimyidae); *Spalacopus cyanus* (n=3), *Octodontomys gliroides* (n=4), *Tympanoctomys barrerae* (n=1), *Ctenomys talarum* (n=5), *Ctenomys australis* (n=10) (Octodontoidea, Octodontidae) y *Myocastor coypus* (n=7) (Octodontoidea, Myocastoridae) pertenecientes a las colecciones del Museo Municipal de Ciencias Naturales de Mar del Plata "Lorenzo Scaglia", del Museo de La Plata y del Laboratorio de Vertebrados (FCEyN, UNMdP).

Se midieron con calibre digital (0.01 mm) las siguiente variables craneanas: longitud palatilar (LONGPAL), longitud del diastema (LONGDIAS), longitud basilar (LONGBASI), longitud de la arcada zigomática (LONGZIGO), longitud de la fosa glenoidea (LONGFOSGL), longitud del basicráneo (BASICRAN) (como una medida del tamaño general del cráneo, Radinsky, 1985: 1), ancho bicigomático (ANCHOZIG), ancho de los incisivos (ANCHOINC), largo (LARGOCON), ancho (ANCHOCON) y altura del cóndilo mandibular (ALTURACO), ancho de la mandíbula (ANCHOMAN), longitud cóndilo-incisivo (CONDILINC), longitud de la fosa masetérica en el rostro (FOSAMASE) (como una medida del origen del masetero medial). Los datos fueron $\log_{10}$ transformados para linealizarlos, y analizados utilizando un Análisis de Componentes Principales sobre la matriz de correlación (Bookstein *et. al.*, 1985). Dicho análisis permite, más allá de las diferencias de tamaño entre los taxones estudiados, abordar las diferencias en las proporciones (forma) entre caracteres relacionados funcionalmente. La representación de las especies en el espacio de los componentes principales permite, a su vez, explorar la asociación entre las mismas (identificación de morfotipos). Adicionalmente, se realizaron disecciones de la musculatura masticatoria en *Cavia* y *Ctenomys*.

La dirección masticatoria se estableció mediante la medición del ángulo que presentan las escaras del esmalte con respecto al eje sagital del cráneo o mandíbula (Wilkins y Cunningham, 1993: 383), así como a través del análisis de la asimetría en el desgaste de la dentina. Esta última es provocada por el comportamiento de las partículas alimenticias durante la trituración (ver Greaves, 1973: 1000) y permite definir un borde de ataque ("leading edge", aquél expuesto primero a la oclusión de acuerdo a la dirección masticatoria) y un borde opuesto ("trailing edge") (Greaves, 1973: 1000; Rensberger, 1973: 515; Koenigswald *et al.*, 1994: 141). Las escaras se midieron sólo en molariformes superiores.

TABLA 1. Coeficientes de correlación de las variables craneanas en los tres primeros componentes principales y varianza explicada. Ver Materiales y Métodos para las abreviaturas de las variables.

	PC 1	PC 2	PC 3
LONGBASI	0.969	0.113	0.190
LONGDIAS	0.977	0.152	0.059
ANCHOZIG	0.991	0.078	-0.039
ANCHOINC	0.889	-0.426	-0.024
LONGROST	0.983	0.153	0.007
LONGZIGO	0.989	0.109	0.003
LONFOSGL	0.916	0.268	-0.133
BASICRAN	0.964	0.074	0.089
FOSAMASE	0.917	0.345	0.144
ANCHOCON	0.909	-0.227	-0.314
LARGOCON	0.962	-0.036	0.042
ALTURACO	0.503	-0.806	0.279
CONDILINC	0.987	0.097	0.059
Varianza explicada (%)	85.6	9.1	2.4

RESULTADOS

Un Análisis de Componentes Principales aplicado sobre 14 variables craneanas fue utilizado para explorar las diferencias en tamaño y forma de las especies estudiadas. El primer eje constituyó una medida de la variación en el tamaño general del cráneo, debido a que todas las variables se correlacionaron positivamente con este eje. La correlación ("component loadings") de las variables en este primer componente —que expresó 85.6 % de la varianza total— fue alta, distribuyéndose entre los valores 0,503 y 0,991 (Tabla 1). El segundo eje, que explicó el 9,1 % de la varianza total, produjo un contraste entre la altura y el ancho del cóndilo mandibular, el ancho de la mandíbula y el ancho de los incisivos, por un lado (coeficientes negativos, entre -0,227 y -0.806) y la longitud del diastema, de la fosa glenoidea, la longitud basilar y del basicráneo, y la longitud cóndilo-incisivo, por el

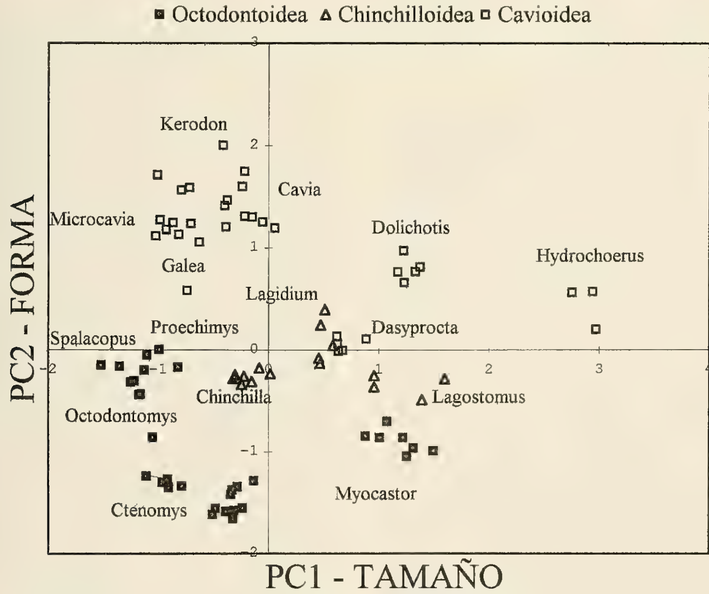


FIGURA 1. Representación de los géneros de roedores caviomorfos estudiados en el espacio de los dos primeros componentes, PC 1 (tamaño) y PC 2 (forma).

Tabla 2. Dirección de masticación en roedores caviomorfos. Los ángulos y orientaciones especificados corresponden a la dirección de las escaras (o asimetría del desgaste de la dentina) en los molariformes, con respecto al eje sagital del cráneo (ver Métodos).

Taxón	Dirección masticatoria	Fuentes
CAVIOIDEA		
Cavia aperea	14° - 30°	Este trabajo-Butler (1980)
Galea musteloides	44°	Este trabajo
Microcavia australis	51°	Este trabajo
Dolichotis patagonum	Propalinal	Koenigswald *et al.* (1994)
Hydrochoerus hydrochaeris	Ligeramente oblicua	Koenigswald *et al.* (1994)
Dasyprocta sp.	34°	Este trabajo
CHINCHILLOIDEA		
Lagidium viscacia	38°	Este trabajo
Chinchilla sp.	Ligeramente oblicua	Este trabajo
Lagostomus maximus	42°	Este trabajo
OCTODONTOIDEA		
Proechimys poliopus	43°	Este trabajo
Myocastor coypus	45° - 53°	Este trabajo
Spalacopus cyanus	Propalinal	Koenigswald *et al.* (1994),Verzi (1994)
Octodontomys gliroides	58°	Este trabajo
Tympanoctomys barrerae	Propalinal	Verzi (1994)
Octodon bridgesi	52°	Este trabajo
Octodon degus	59°	Este trabajo
Octodon sp.	55°	Este trabajo
Ctenomys magellanicus	55°	Wilkins y Cunningham (1993)
Ctenomys maulinus	57°	Wilkins y Cunningham (1993)
Ctenomys mendocinus	54°	Wilkins y Cunningham (1993)
Ctenomys opimus	53°	Wilkins y Cunningham (1993)
Ctenomys australis	68°	Este trabajo
Ctenomys talarum	68°	Verzi (1994)

otro (coeficientes positivos, entre 0,074 y 0,268) (Tabla 1). Particularmente, el contraste entre las variables con coeficientes negativos y la longitud basilar y del basicráneo, variables que denotan el tamaño general del cráneo, indican que el segundo componente expresa la variación en las proporciones (forma) del cráneo. Una representación de las especies en el espacio de los dos primeros componentes (Fig. 1) produjo una discriminación clara de Caviidae respecto de *Ctenomys* + *Myocastor*, separados por un gradiente que incluyó a Hydrochoeridae, Echimyidae, Octodontidae (menos *Ctenomys*), Chinchillidae y Dasyproctidae en el componente principal 2 (forma). Este segundo componente produjo, dentro de la superfamilia Octodontoidea, una asociación de géneros como *Proechimys, Spalacopus* y *Octodontomys*, que a su vez resultaron discriminados respecto del octodóntido *Ctenomys*. Debido a las marcadas diferencias en el tamaño corporal de las especies en estudio, el componente 1 (tamaño) discriminó claramente a los caviomorfos de mayor tamaño (ej. Carpincho, *Hydrochoerus*; mara, *Dolichotis*) de los menores (ej. coruro, *Spalacopus*; cuis, *Microcavia*).

El análisis de las direcciones de masticación demuestra que el morfotipo de Caviidae e Hydrochoeridae (cóndilo bajo y alargado, fosa glenoidea alargada, mayor longitud de diastema y de la distancia cóndilo incisivo, mayor horizontalidad de la musculatura masetérica, leve histricognatía) está asociado con una masticación moderadamente oblicua a propalinal (Tabla 2). En el otro extremo de la variación, el morfotipo de *Ctenomys* + *Myocastor* (cóndilo alto y redondeado, fosa glenoidea corta, acortamiento y robustez general del cráneo, incisivos fuertes, gran histricognatía) se asocia, en cambio, a direcciones de masticación oblicuas a fuertemente oblicuas. Los extremos entre ambos morfotipos están representados por *Cavia* y *Ctenomys*.

La Fig. 2 compara de modo esquemático la morfología del aparato masticatorio de *Cavia* y *Ctenomys*. Puede observarse que estos géneros difieren marcadamente en la dirección de acción de dos importantes músculos aductores de la mandíbula, el masetero superficial y el pterigoideo interno (ver Woods, 1972: 115). En *Cavia*, estos músculos se orientan anteroposteriormente. En *Ctenomys* presentan una fuerte orientación látero-medial asociada a una marcada expansión lateral del ángulo de la mandíbula (fuerte histricognatía) y de la cresta masetérica. Asimismo, es evidente que el cráneo de *Ctenomys* muestra comparativamente un marcado acortamiento de la distancia cóndilo-incisivo.

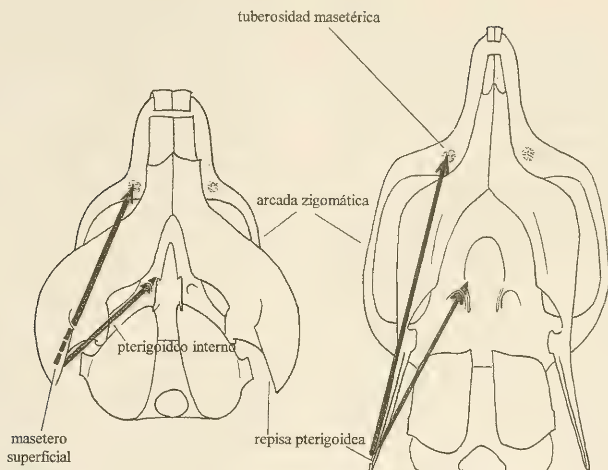


FIGURA 2. Vista ventral esquemática del cráneo de *Ctenomys* (Octodontidae, izquierda) y *Cavia* (Caviidae, derecha) indicando la orientación de los músculos masetero superficial y pterigoideo interno.

DISCUSION

Dentro del gradiente morfológico presentado, la altura del cóndilo mandibular es uno de los caracteres más importantes en la discriminación de los Caviidae + Hydrochoeridae, de cóndilo bajo, de los Octodontoidea, de cóndilo alto. Este carácter es importante en la diferenciación de la forma del cráneo existente entre un cuis (*Cavia*) y un tuco tuco (*Ctenomys*) (ver Fig. 1).

Greaves (1980: 432) ha señalado, para ungulados, que el cóndilo alto es un requerimiento funcional de la masticación oblicua. Para este autor, un cóndilo bajo resultaría en una cancelación de las componentes laterales de los maseteros y pterigoideos, impidiendo así el desplazamiento lateral de la mandíbula. Sin embargo, al menos en roedores, la masticación oblicua no es el único modo de masticación. Más aún, la mayoría de los linajes de roedores muestra una tendencia repetida hacia la adquisición de un grado propalinal (Butler, 1985: 381). Los caviomorfos arribaron a una estrategia masticatoria oblicua como resultado de la alineación de las fases de movimiento bucal y lingual presentes en roedores primitivos, en asociación con el desarrollo de un área de trituración plana en los molares (Butler, 1985: 381; Vucetich y Verzi, 1996: 297). Especies que posteriormente arribaron a un grado propalinal conservan en muchos casos un cóndilo alto (e.g. *Tympanoctomys*, *Spalacopus*, *Aconaemys*; Tabla 2; Verzi, 1994).

Tal como es interpretado tradicionalmente, el cóndilo alto es una adaptación de los herbívoros para incrementar el brazo de palanca interno de los maseteros y, por consiguiente, su efectividad en el desarrollo de importantes fuerzas externas (e.g. Maynard Smith y Savage, 1959: 289; Hildebrand, 1988). Este es el estado plesiomórfico para los roedores (Butler, 1980: 249; Korth, 1994: 14), y también en particular para los caviomorfos. En este estudio, la asociación del cóndilo alto, las direcciones látero-mediales de maseteros y pterigoideos (vinculados con moderados a fuertes grados de histricognatía; Fig. 2) y la masticación oblicua definen en conjunto el morfotipo o *bauplan* de *Ctenomys* + *Myocastor*. Tal como muestra la Fig. 1, este morfotipo aparece claramente diferenciado en el com-

ponente principal 2 (que expresa la variación en la forma o proporciones craneanas), separado del morfotipo de la superfamilia Cavioidea. En *Ctenomys*, la intensificación de componentes laterales que resultan en una masticación marcadamente oblicua (Tabla 2), podría representar un subproducto del desarrollo de características vinculadas a la fosorialidad, como la conservación de un cóndilo alto, fuerte histricognatía y el acortamiento de la distancia cóndilo-incisivo. Tales características están ligadas al desarrollo de grandes fuerzas a nivel de incisivos (Verzi, 1994), un requerimiento importante en roedores subterráneos como *Ctenomys* en los que éstos constituyen herramientas de excavación (aunque quizás en menor medida que las garras; Vassallo, 1998: 415 y referencias allí) y eliminación de obstáculos (e.g. raíces; Verzi, 1994 y referencias allí). Cabe señalar que la distancia cóndilo-incisivo —carácter que diferencia claramente al morfotipo cavioideo del morfotipo representado por *Ctenomys*—constituye funcionalmente el brazo de palanca externo de los maseteros y pterigoideos para fuerzas ejercidas por los incisivos. Su acortamiento incrementa la fuerza ejercida a nivel de estos dientes al mejorar la relación de brazos de palanca (Lessa, 1990: 211; Vassallo, 2000: 37). El alto grado de especialización morfológica de *Ctenomys* a la vida subterránea se refleja en su discriminación respecto de otros taxones pertenecientes a la superfamilia Octodontoidea, tales como *Proechimys*, *Octodontomys* y *Spalacopus* (Fig. 1). Trabajos en curso (Olivares *et al.*, en preparación) tratan de dilucidar la influencia mutua entre el modo de masticación, las especializaciones a la excavación y la diferenciación morfológica dentro de los octodontoideos.

El cóndilo mandibular bajo representaría una apomorfía de los cavioideos. En principio no se trata de un carácter morfológico necesario para la propalinalidad, ya que como se mencionó antes algunos Octodontidae de cóndilo alto mastican propalinalmente (ej. *Spalacopus*, *Tympanoctomys*, *Aconaemys*, Koenigswald *et al.*, 1994: 141; Verzi, 1994). Este tipo de cóndilo se asocia, en cavioideos, con una musculatura masetérica y pterigoidea con una importante componente postero-anterior (Fig. 2). El rol fundamental de estos músculos es desplazar la mandíbula hacia adelante, durante la trituración por parte de los molares así como también durante el accionar de los incisivos. En comparación con el morfotipo de *Ctenomys* + *Myocastor*, los maseteros (superficial y lateral) y pterigoideos de los cavioideos intervienen en menor medida en el desarrollo de fuerzas de oclusión, función ésta que desempeña principalmente el masetero medial. Las ventajas mecánicas de este último músculo durante la oclusión se vinculan con su origen adelantado más que con la altura del cóndilo mandibular (Smith & Savage, 1959: 289). En Caviidae + Hydrochoeridae la adquisición de un cóndilo bajo representaría una restricción al desarrollo de un brazo de palanca interno favorable para los maseteros y pterigoideos. Esto podría estar vinculado a la gracilidad general de la morfología masticatoria —que se manifiesta, entre otros caracteres, por los comparativamente débiles incisivos—de los Caviidae y sus hábitos esencialmente epigeos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Tito Scaglia y Damián Romero, del Museo Municipal de Ciencias Naturales L. Scaglia (Mar del Plata) por facilitar el acceso a las colecciones, predisposición y amistad. Las sugerencias realizadas por los revisores anónimos fueron de utilidad para elaborar la versión final del trabajo. Expresamos finalmente nuestro reconocimiento a los editores del Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción (Chile) por permitir la publicación de los trabajos presentados en el IX Congreso Iberoamericano de Biodiversidad y Zoología de Vertebrados (Buenos Aires). El financiamiento de este trabajo estuvo a cargo del CONICET, la Universidad Nacional de Mar del Plata y la Universidad Nacional de La Plata.

BIBLIOGRAFIA

Bookstein, F., B. Chernoff, R. Elder, J. Humphries, G. Smith & R. Strauss. 1985. Morphometric in evolutionary biology. Spec. Publ. Acad. Nat. Sci. Phila. 15: 1-277.

Butler, P.M. 1980. Functional aspects of the evolution of rodent molars. Palaeovertebrata, Mém. Jubil. R Lavocat: 249-262.

Butler, P.M. 1985. Homologies of molar cusps and crests, and their bearing on assessments of rodent phylogeny: 381-401, *In*: Luckett, W.P. & J.L. Hartenberger (Eds.) Evolutionary relationships among rodents. A Multidisciplinary Analysis. Plenum Press. New York.

Greaves, W.S. 1973. The inference of jaw motion from tooth wear facets. J. Paleontol. 47: 1000-1001.

Greaves, W.S. 1980. The mammalian jaw mechanism - the high glenoid cavity. Am. Nat.116: 432-440.

Hildebrand, M. 1988. Analysis of Vertebrate Structure. 3rd ed. John Wiley & Sons. New York. 701 págs.

Koenigswald, W. von, P. Martin Sander, M.B. Leite, T. Mörs & W. Santel. 1994. Functional symmetries in the schmelzmuster and morphology of rootless rodent molars. Zool. J. Linn. Soc. 110: 141-179.

Korth, W.W. 1994. The Tertiary record of rodents in North America. Topics in Geobiology 12: 1-319. Plenum Press. New York and London.

Landry, S.O. 1957. Factors affecting the procumbency of upper incisors. J. Mamm. 38: 223-234.

Lessa, E.P. 1990. Morphological evolution of subterranean mammals: integrating structural, functional, and ecological perspectives: 211-230, *In*: Nevo, E. & O.A. Reig (Eds) Evolution of subterranean mammals at the organismal and molecular levels. Allan Liss. New York.

Mares, MA & R.A. Ojeda. 1982. Patterns of diversity and adaptation in South American Hystricognath rodents: 393-432, *In*: Mares, M.A. y H.H. Genoways (Eds.) Mammalian Biology in South America. Special Publication Series. Pymatuning Laboratory of Ecology, University of Pittsburgh.

Maynard Smith, J. & R.J.G. Savage, 1959. The mechanics of mammalian jaw. Sch. Sci. Rev. 141: 289-301

Radinsky, L.B. 1985 Approaches in evolutionary morphology: a search for patterns. Ann. Rev. Ecol. Syst. 16: 1-14

Redford K.H. & J.F. Eisenberg. 1992. Mammals of the Neotropics. The University of Chicago Press. Chicago.

Rensberger, J.M. 1973. An occlusion model for mastication and dental wear in herbivorous mammals. J. Paleont. 47: 515-528.

Rowlands Y.W. & B.J. Weir. 1974. The Biology of Hystricomorph Rodents. Symp. Zool. Soc. London 34. Academic Press. London. 482 págs.

Vassallo, A.I. 1998. Functional morphology, comparative behaviour, and adaptation in two sympatric subterranean rodents genus *Ctenomys* (Caviomorpha: Octodontidae), J. Zool. (London) 244: 415-427.

Vassallo, A.I. 2000. Alometría e isometría en varias especies de roedores caviomorfos, con comentarios sobre la estructura del aparato masticatorio del Orden Rodentia. Mastozoología Neotropical 7: 37-46.

Verzi, D. 1994 Origen y evolución de los Ctenomyinae (Rodentia: Octodontidae): un análisis de la morfología craneodentaria. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata. 244 págs.

Vucetich, M.G. & D.H. Verzi. 1996. A peculiar octodontoid (Rodentia, Caviomorpha) with terraced molars from the Lower Miocene of Patagonia (Argentina). J. Vert. Paleont. 16: 297-302.

Wilkins, K.T. & L.L. Cunningham. 1993. Relationship of cranual and dental features to direction of mastication in tuco-tucos (Rodentia: *Ctenomys*). J. Mamm. 74: 383-390.

Woods, Ch.A. 1972. Comparative myology of jaw, hyoid, and pectoral appendicular regions of new and old world hystricomorph rodents. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 147: 115-198.

Woods, Ch.A. & E.B. Howland. 1979. Adaptive radiation of capromyid rodents: anatomy of the masticatory apparatus. J. Mamm. 60: 95-116.

Woods, Ch.A. 1984. Hystricomorph rodents: 389-446, *In*: Anderson, S. & J.K. Jones (Eds.) Order and Families of recent mammals of the World. Wiley and Sons, Ney York.

Woods, Ch.A. & B. Mckeen. 1989. Convergence in new world porcupines and west indian hutias: an analysis of tooth wear, jaw movement, and diet in rodents. Adv. Neotrop. Mammal. 97-124.

Bol. Soc. Biol. Concepción, Chile. Tomo 72, pp. 153-160, 2001

MORFOLOGIA Y MORFOMETRIA DE LAS *SAGITTAE* DE SCIAENIDOS MARINOS DEL NORTE DE PERU

Morphology and morphometry of the *sagittae* of marine sciaenids of north of Perú

ALEJANDRA V. VOLPEDO Y DINORAH D. ECHEVERRÍA

RESUMEN

El estudio de la morfología de los otolitos de sciaenidos marinos de la costa norte del Perú (Región Grau), mostró para cada una de las especies estudiadas (*Cynoscion analis*, *Larimus acclivis*, *Micropogonias altipinnis*, *Paralonchurus peruanus* y *Sciaena deliciosa*), características comunes con otros sciaenidos del Océano Pacífico y del Océano Atlántico. Las características comunes de las *sagittae* con otros sciaenidos son: ausencia de rostro, antirrostro y cisura, presencia de *ostium* y *cauda*; con diferentes niveles y texturas. Se establecen las características típicas de las *sagittae* para los géneros *Cynoscion*, *Larimus*, *Micropogonias*, *Paralonchurus* y *Sciaena*. Para *Cynoscion analis*, *Paralonchurus peruanus* y *Sciaena deliciosa*, se calcularon las ecuaciones de regresión entre las variables morfométricas de los otolitos y el largo del pez.

ABSTRACT

The study of the otolith morphology in marine sciaenid in the north coast of Perú (Región Grau), showed typical features for the family (Sciaenidae) from Pacific and Atlantic Oceans and for each species (*Cynoscion analis*, *Larimus acclivis*, *Micropogonias altipinnis*, *Paralonchurus peruanus* and *Sciaena deliciosa*). The sciaenid characteristic features of the *sagittae* are: *rostrum*, *antirostrum* and *excisura* are absent, *ostium* and *cauda* are present, different level and texture in *C. analis*, *L. acclivis*, *M. altipinnis*, *P. peruanus* and *S. deliciosa*. Morphological patterns are found in several genera *Cynoscion*, *Larimus*, *Micropogonias*, *Paralonchurus* and *Sciaena*. In *Cynoscion analis*, *Paralonchurus peruanus* and *Sciaena deliciosa* the equation of regression between otoliths morphometrics variables and fish length are calculated.

KEYWORDS: Morphology. Otolith morphometry. Sciaenidae.

INTRODUCCION

Los sciaenidos son peces característicos de las zonas costeras y estuarinas templado-cálidas (Nelson, 1994). Poseen gran importancia comercial, ya que son requeridos en los mercados locales de consumo (González-Ynope y Aliaga-Rosales, 1997) y ocupan un lugar clave en las cadenas alimenticias costeras (Chirichigno *et al.*,1982). Entre las especies más abundantes en la costa norte del Mar de Perú se hallan algunas especies de sciaenidos de importancia comercial como *Cynoscion analis* (Jenyns, 1842), *Larimus acclivis* Jordan y Bristol, 1889, *Micropogonias altipinnis* (Günther, 1864), *Paralonchurus peruanus* (Steindachner, 1875) y *Sciaena deliciosa* (Tschudi, 1845) (Flores *et al.*, 1996a, b; Espino, 1990; Estrella-Arellano *et al.*, 1999).

El estudio de la morfología y/o morfometría de las *sagittae* de los sciaenidos ha sido realizado por varios autores en diversos mares (Chao, 1978 y 1986; Sasaki, 1989; Kong y Valdés, 1990; Correa y Vianna,1993; Baldás *et al.*, 1997; Volpedo y Echeverría, 2000). En la costa norte del Perú, Mendo (1987) realizó este tipo de estudio para *Cynoscion analis*.

El estudio de la morfología y la morfometría de la *sagitta* permite la identificación específica del pez a la que pertenecen (Schmitd, 1969; Hecht, 1990). Además, la morfometría de las *sagittae* permite caracterizar el crecimiento de distintas poblaciones de una especie (Neilson *et al.*, 1985), el origen de un

*Laboratorio de Vertebrados. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires, Ciudad Universitaria Pabellón 2, 4to Piso (1425), Buenos Aires, Argentina.

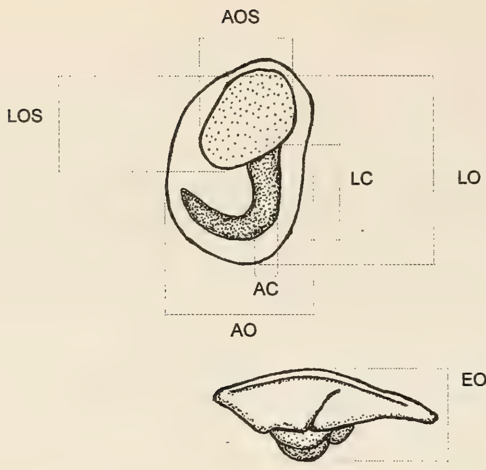


Figura 1. Variables morfométricas registrados en la cara interna de la *Sagitta* derecha. AC: ancho máximo de la *cauda*, AO: ancho máximo del otolito, AOS: ancho máximo del *ostium*, EO: espesor máximo del otolito, LC: largo máximo de la *cauda*, LO: largo máximo del otolito, LOS: largo máximo del *ostium*.

determinado stocks pesquero (Campana y Casselman, 1993) y la presencia de variaciones en el ambiente en que vive el pez.

El objetivo de este trabajo es poner en evidencia la morfología de las *sagittae* de los sciaenidos de la costa norte de Perú y establecer relaciones morfométricas que permitan relacionar los caracteres de la *sagitta* con la talla del pez, para ser utilizada en diversos estudios de ecología trófica de ictiófagos marinos de la costa norte del Mar de Perú.

MATERIALES Y METODOS

Las especies estudiadas son *Cynoscion analis*, *Larimus acclivis*, *Micropogonias altipinnis*, *Paralonchurus peruanus* y *Sciaena deliciosa* (Tabla I). Los ejemplares provienen de los desembarques de la Caleta de Cancas (3°56´S - 80°55´O), el puerto de Paita (5°05´S - 81°07´O), la Caleta Parachique (5°44´S - 80°52´O) y la Caleta Santa Rosa (6°53´S) de la costa norte de Perú y fueron capturados en el primer trimestre de 1998 y en el tercer trimestre de 1999. Se utilizaron en su captura, artes de pesca como redes de enmalle, espinel y redes de cerco chicas.

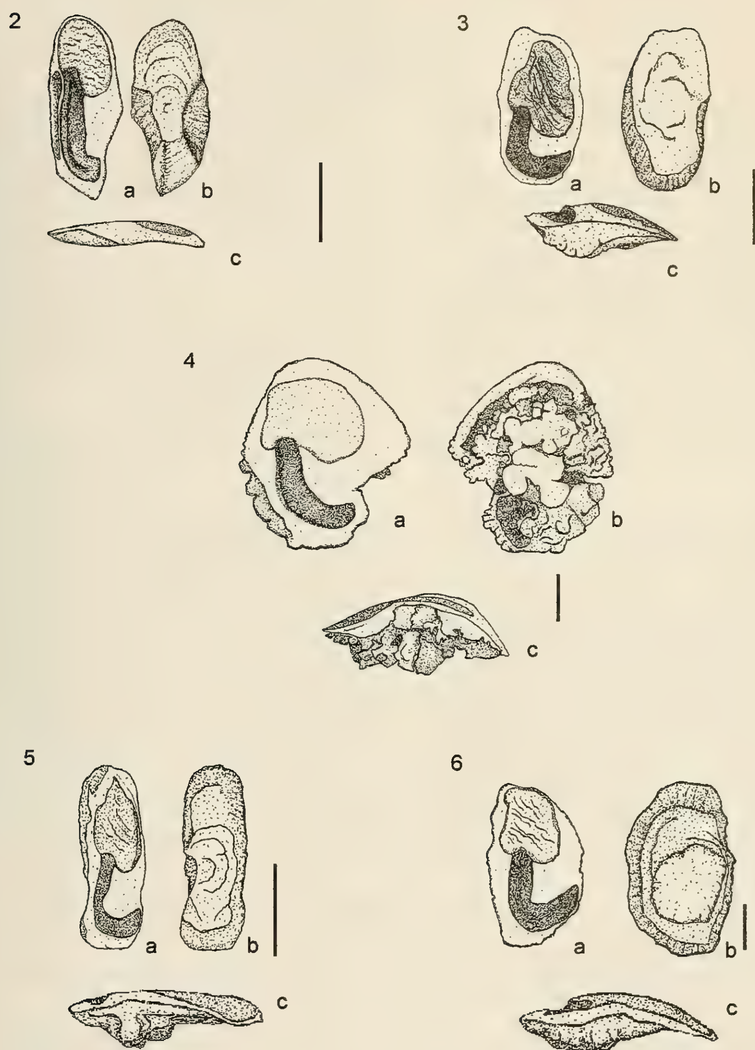
Las especies fueron identificadas según la clave taxonómica de Chirichigno y Vélez (1998).

Se extrajeron los otolitos *sagittae* y se ilustraron por su cara interna, externa y en vista latero ventral. Las descripciones se realizaron sobre la base de las *sagittae* izquierdas, utilizando la nomenclatura propuesta por Volpedo y Echeverría (2000).

Se registraron las siguientes variables morfométricas en la cara interna de cada *Sagitta* de *C. analis*, *P. peruanus* y *S. deliciosa*: AC (ancho máximo de la *cauda*), AO (ancho máximo del otolito), AOS (ancho máximo del *ostium*), EO (espesor máximo), LC (longitud máxima de la *cauda*), LO (longitud máxima del otolito) y LOS (longitud máxima del *ostium*) utilizando microscopio estereoscópico con error menor a 0,01 mm (Fig. 1).

En el caso de las *sagittae* cuyo tamaño no permitió la utilización del microscopio estereoscopico, para los registros de sus parámetros, éstos se hicieron con un calibre digital con error menor a 0.1 mm.

Se realizó un test de t (Sokal y Rohlf, 1995) para verificar si los valores medios de las variables morfométricas de los otolitos derecho e izquierdo de cada uno de los ejemplares de las especies consideradas son iguales. Se calcularon las ecuaciones de las regresiones lineales funcionales (y=a+bx) entre la longitud total del pez y las variables morfométricas de la *sagitta*. Las relaciones morfométricas realizadas son: LT vs. LO, AO, LOS, AOS, LC, AC y LO vs. AO, LOS vs. AOS y LC vs. AC. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el programa estadístico Statistica (Statsoft®1999).



FIGURAS 2 – 6. Morfología de la *Sagitta* izquierda. 2: *Cynoscion analis*, 3: *Larimus acclivis*, 4: *Micropogonias altipinnis*, 5: *Paralonchurus peruanus*, 6: *Sciaena deliciosa*. a: cara interna, b: cara externa, c: vista latero-ventral. Escala 3 mm.

RESULTADOS

Descripción morfológica de las *sagittae*

Cynoscion analis (Jenyns, 1842)
Nombre vulgar: cachema

Sagitta de forma oblonga, la cara interna es levemente convexa y la externa es ondulada. Los bordes son lisos (Fig. 2).

En la cara interna de la *sagitta* el *sulcus* está dividido en *ostium* y *cauda*. El *ostium* ocupa aproximadamente un tercio de la superficie de la cara interna del otolito y posee una textura rugosa, mientras que las dos terceras partes restantes son ocupadas por la *cauda*. La *cauda* en forma de J, se orienta en su porción distal hacia el borde ventral, es más profunda que el *ostium* y su textura es lisa. La depresión areal dorsal se inicia a la altura de la mitad del *ostium* y acompaña a la porción recta de la *cauda* (Fig. 2).

La cara externa de la *sagitta* es lisa, presentando una leve elevación en la parte central y posterior.

El espesor del otolito representa el 18 % de la LO (Fig. 2).

Larimus acclivis (Jordan y Bristol,1889)
Nombre vulgar: bereche

Sagitta de forma oblonga, la cara interna y externa son convexas. Los bordes son lisos (Fig. 3).

En la cara interna de la *sagitta* el *sulcus* está dividido en *ostium* y *cauda*. El eje longitudinal del *ostium* está inclinado levemente hacia el borde ventral. El *ostium* ocupa más de la mitad de la superficie de la cara interna del otolito y posee una textura rugosa, mientras que la superficie restante la ocupa la *cauda*. La *cauda* en forma de J, se orienta en su porción distal hacia el borde ventral, formando un ángulo muy marcado con su eje mayor y no contacta con el borde ventral. La *cauda* es más profunda que el *ostium* y posee una textura lisa (Fig. 3).

La cara externa de la *sagitta* presenta ondulaciones, formadas por concreciones calcáreas, dispuestas en el centro de la *sagitta*, las cuales forman planos escalonados. El espesor del otolito es 33 % de la LO (Fig. 3).

Micropogonias altipinnis (Günther, 1864)
Nombre vulgar: corvina

Sagitta de forma globosa, las caras interna y externa son convexas. Los bordes de la cara interna son lisos, del lado dorsal se asoman los bordes de las concreciones calcareas de la cara externa dándole un aspecto irregular. En la porción mediana del borde ventral está presente una amplia escotadura (Fig. 4).

En la cara interna de la *Sagitta* el *sulcus* está dividido en *ostium* y *cauda*. El *ostium* ocupa aproximadamente la mitad de la superficie de la cara interna del otolito y posee una textura rugosa, mientras que el resto de la superficie la ocupa la *cauda*. La *cauda* en forma de J, se orienta en su porción distal hacia el borde ventral, es más profunda que el *ostium* y posee una textura lisa (Fig. 4).

Las concreciones calcáreas se distribuyen en toda la superficie de la cara externa de la *Sagitta*, incrementándose en la zona central.

El espesor del otolito representa el 42 % de la LO (Fig. 4).

Paralonchurus peruanus (Steindachner, 1875)
Nombre vulgar: suco

Sagitta de forma oblonga, la cara interna es ligeramente plana y la externa convexa. Los bordes son lisos (Fig. 5).

En la cara interna de la *sagitta* el *sulcus* está dividido en *ostium* y *cauda*. El eje longitudinal del *ostium* está inclinado hacia el borde ventral. El *ostium* ocupa aproximadamente la mitad de la superficie de la cara interna y su textura es rugosa, mientras que el resto de la superficie la ocupa la *cauda*. La *cauda* en forma de J, se orienta en su porción distal hacia el borde ventral, formando un ángulo recto con su eje mayor y contacta con el borde ventral. La *cauda* es más profunda que el *ostium* y posee una textura lisa.

Las concreciones calcáreas de la cara externa se distribuyen desde el centro al extremo posterior de la *sagitta*.

El espesor del otolito representa el 31 % de la LO (Fig. 5).

Sciaena deliciosa (Tschudi, 1845)
Nombre vulgar: lorna

Sagitta de forma globosa, las caras interna y externa son convexas y los bordes lisos.

En la cara interna de la *sagitta* el *sulcus* está dividido en *ostium* y *cauda*. El *ostium* ocupa aproximadamente la mitad de la superficie de la cara interna y posee una textura rugosa, mientras que la superficie restante la ocupa la *cauda*. La *cauda* en forma de J, es más profunda que el *ostium*, posee textura lisa y la porción distal de la misma se orien-

ta hacia el borde ventral formando un ángulo de 45° (Fig. 6).

La cara externa de la *sagitta* presenta ondulaciones, formadas por concreciones calcáreas, dispuestas en el centro de la *sagitta*, las cuales forman planos escalonados.

El espesor del otolito representa el 33 % de la LO (Fig. 6).

TABLA I. Procedencia de la muestra, rango de tallas y número de ejemplares analizados (N).

Especies	Rango de Tallas (mm)	Cancas	Paita	Parachique	Santa Rosa	Totales
Cynoscion analis	140 – 170	8	18	101	3	130
Larimus acclivis	240 – 280	-	-	16	-	16
Micropogonias altipinnis	500 – 630	-	5	-	5	10
Paralonchurus peruanus	200 – 465	-	-	139	-	139
Sciaena deliciosa	190 - 430	-	-	-	87	87

Estudio morfométrico

El resultado del test de t para las *sagittae* de *Cynoscion analis*, *Paralonchurus peruanus* y *Sciaena deliciosa* evidencia que los otolitos derecho e izquierdo son morfométricamente iguales (Tabla II).

Los parámetros de las regresiones funcionales lineales se presentan en la Tabla III. *Cynoscion analis* presenta regresiones significativas para todas las relaciones estudiadas, siendo el coeficiente de regresión alto para LT vs. LO (Tabla III). *Paralonchurus peruanus* presenta regresiones significativas con altos valores en los coeficientes de regresión en todas las relaciones consideradas (Tabla III).

Las relaciones LT vs. AOS, LC, AC; LOS vs. AOS y LC vs. AC de *Sciaena deliciosa* no presentan regresiones significativas, mientras que los coeficientes de regresión de LT vs. LO y LT vs. AO poseen altos valores.

TABLA II. Resultados del test de t para los valores medios de las variables morfométricas de la *Sagitta* derecha e izquierda de *Cynoscion analis*, *Paralonchurus peruanus* y *Sciaena deliciosa*. AC: ancho máximo de la *cauda*, AO: ancho máximo del otolito, AOS: ancho máximo del *ostium*, DE: desvío estándar, LC: largo máximo de la *cauda*, LO: largo máximo del otolito, LOS: largo máximo del *ostium*, X: valor medio.

Especies	Caracteres morfométricos de la *sagitta*	Otolito izquierdo (mm) X ± DE	Otolito derecho (mm) X ± DE	t	p
Cynoscion analis	LO	13.93 ± 1.32	13.84 ± 1.31	0.278	0.781
	AO	5.94 ± 0.50	6.06 ± 0.49	-0.976	0.320
	LOS	6.48 ± 1.28	6.22 ± 0.73	1.057	0.294
	AOS	3.93 ± 0.90	3.95 ± 0.38	-0.122	0.903
	LC	8.21 ± 0.95	8.25 ± 0.82	-0.208	0.835
	AC	1.79 ± 0.23	1.86 ± 0.42	-0.852	0.397
Paralonchurus peruanus	LO	14.84 ± 2.22	14.82 ± 0.72	0.054	0.957
	AO	5.95 ± 0.49	6 ± 0.12	-0.748	0.468
	LOS	7.24 ± 0.78	8.23 ± 0.17	-0.029	0.977
	AOS	3.16 ± 0.86	4.16 ± 0.23	0.020	0.984
	LC	7.54 ± 0.75	8.5 ± 0.20	-0.188	0.853
	AC	1.62 ± 0.23	1.60 ± 0.11	-0.988	0.342
Sciaena deliciosa	LO	9.31 ± 0.62	8.78 ± 1.69	1.004	0.328
	AO	5.72 ± 0.26	5.48 ± 0.82	0.974	0.342
	LOS	4.61 ± 0.54	4.48 ± 0.48	0.554	0.586
	AOS	3.71± 0.38	3.67 ± 0.20	0.297	0.769
	LC	5.13 ± 0.48	4.99 ± 0.52	0.666	0.513
	AC	1.32 ± 0.08	1.32 ± 0.17	-0.055	0.956

DISCUSION Y CONCLUSIONES

Las características comunes de la morfología de las *sagittae* en *Cynoscion analis*, *Larimus acclivis*, *Micropogonias altipinnis*, *Paralonchurus peruanus* y *Sciaena deliciosa* que hemos hallado son: la ausencia de rostro, antirrostro y cisura, el *ostium* piriforme, la *cauda* curvada distalmente hacia el

TABLA III. Coeficientes de las regresiones lineales funcionales de las relaciones consideradas para *Cynoscion analis*, *Paralonchurus peruanus* y *Sciaena deliciosa*. a: ordenada al origen, b: pendiente, LT: longitud total del pez (mm), r^2:coeficiente de Pearson, AC: ancho máximo de la *cauda*, AO: ancho máximo del otolito, AOS: ancho máximo del *ostium*, LC: largo máximo de la *cauda*, LO: largo máximo del otolito, LOS: largo máximo del *ostium*. * p<0.01, **p<0.001.

Relación	a	b	r^2	F	p
			Cynoscion analis		
LT vs. LO	3.248	0.033	0.88	$F_{(1.128)}$=950.64	**
LT vs. AO	2.306	0.011	0.77	$F_{(1.128)}$=420.50	**
LT vs. LOS	1.264	0.015	0.72	$F_{(1.128)}$=324.25	**
LT vs. AOS	0.929	0.009	0.66	$F_{(1.128)}$=246.06	**
LT vs. LC	2.230	0.018	0.65	$F_{(1.128)}$=237.67	**
LT vs. AC	0.548	0.004	0.48	$F_{(1.128)}$=116.20	**
LO vs. AO	1.593	0.317	0.73	$F_{(1.128)}$=336.9	**
LOS vs. AOS	0.764	0.501	0.64	$F_{(1.128)}$=232.24	**
LC vs. AC	0.652	0.138	0.33	$F_{(1.128)}$=61.91	**
			Paralonchurus peruanus		
LT vs. LO	1.775	0.300	0.98	$F_{(1.137)}$ = 12923	**
LT vs. AO	3.218	0.006	0.93	$F_{(1.137)}$=1854.2	**
LT vs. LOS	3.780	0.010	0.97	$F_{(1.137)}$=4011.6	**
LT vs. AOS	-0.672	0.811	0.97	$F_{(1.137)}$=3913.7	**
LT vs. LC	4.256	0.010	0.92	$F_{(1.137)}$=1794.7	**
LT vs. AC	0.254	0.003	0.83	$F_{(1.137)}$=661.64	**
LO vs. AO	2.875	0.211	0.91	$F_{(1.137)}$=1408.5	**
LOS vs. AOS	-4.501	1.057	0.91	$F_{(1.137)}$=1465.9	**
LC vs. AC	-1.19	0.330	0.82	$F_{(1.137)}$=607.67	**
			Sciaena deliciosa		
LT vs. LO	4.160	0.020	0.94	$F_{(1.85)}$=1479.9	**
LT vs. AO	2.808	0.011	0.91	$F_{(1.85)}$=848.51	**
LT vs. LOS	1.317	0.013	0.42	$F_{(1.85)}$=24.46	**
LT vs. AOS	2.520	0.005	0.08	$F_{(1.85)}$=3.308	0.077
LT vs. LC	3.729	0.005	0.05	$F_{(1.85)}$=1.625	0.211
LT vs. AC	0.657	0.003	0.09	$F_{(1.85)}$=3.735	*
LO vs. AO	0.617	0.563	0.87	$F_{(1.85)}$=599.59	**
LOS vs. AOS	2.098	0.358	0.20	$F_{(1.85)}$=8.2918	*
LC vs. AC	1.354	0.090	0.01	$F_{(1.85)}$=0.017	0.985

borde ventral y diferentes planos y textura del *ostium* y la *cauda*. Estos caracteres coinciden con el patrón morfológico general de las *sagittae* de los sciaenidos de la costa oeste del Océano Atlántico propuesto por Chao (1978) y con las características comunes observadas por Correa y Vianna (1993) y Baldás *et al.*, (1997) en sciaenidos del Océano Atlántico Sur en poblaciones de Brasil y Argentina. Para facilitar la identificación específica proponemos incorporar el estudio morfológico de la cara externa de la *sagitta*.

Los caracteres morfológicos que permiten diferenciar entre si a la *sagitta* de las especies estudiadas son: la superficie que ocupan el *ostium* y la *cauda* en la cara interna de la *sagitta*, el grado de curvatura de la *cauda*, la presencia de la depresión areal dorsal y los diferentes grados de convexidad de la cara interna y externa. Estos caracteres presentan variaciones interespecíficas y en algunos casos intraespecíficas.

La forma oblonga y los bordes lisos de la *sagitta* son caracteres morfológicos que *Cynoscion analis* comparte con las *sagittae* de *Cynoscion nebulosus* (Cuvier, 1830), *Cynoscion regalis* (Bloch y Schneider, 1801), *Cynoscion similis* Randall y Cervigón, 1968 y *Cynoscion virescens* (Cuvier, 1830) estudiadas por Chao (1986), *Cynoscion jamaicensis* (Vaillant y Boucort, 1883), ilustradas por Sasaki (1989) y *Cynoscion guatucupa* descrita por Baldás *et al.*, (1997).

Mendo (1987) describe parcialmente los otolitos de *Cynoscion analis* provenientes de la localidad peruana de Santa Rosa, como alargados y ligeramente cóncavos. Kong y Valdés (1990) describen la *sagitta* de la misma especie de las localidades chilenas de Arica, Iquique, Tacapilla, Antofagasta y Taltal, como alargada y rectangular, con el borde dorsal recto y la *cauda* curvada hacia el borde ventral. De la ilustración de Kong y Valdés (1990) no se manifiestan diferencias en la textura y el nivel de los planos del *ostium* y la *cauda*, como hemos hallado en las *sagittae* de *Cynoscion analis* de la costa norte de Perú. Kong y Valdés (*op cit.*) señalan la presencia de una muesca en el borde ventral de algunas de las *sagittae* de *Cynoscion analis*, que no fuera hallada en los especímenes recolectados en la región de Grau, lo cual podría considerarse como un carácter poblacional de la especie.

Los caracteres morfológicos de las *sagittae* de

Larimus acclivis compartidos con *Larimus fasciatus* Holbrook, 1855 y de *Larimus breviceps* Cuvier y Valenciennes, 1830 del Océano Atlántico y estudiadas por Chao, (1978) son: la forma oblonga, los bordes lisos, la superficie que ocupa el *ostium* en la cara interna y la inclinación del eje del *ostium* hacia el borde ventral Las *sagittae* de estas tres especies de *Larimus* se diferencian por la presencia de la depresión areal ventral en la cara interna (en *L. breviceps*) y por la forma y distribución de las concreciones calcáreas de la cara externa. Dichas concreciones se distribuyen heterogéneamente en toda la superficie de la cara externa en *L. fasciatus*, en el centro de la cara en *L. breviceps* y desde el centro hasta el extremo posterior en *L. acclivis*.

La *Sagitta* de *Micropogonias altipinnis* comparte con la *Sagitta* de *Micropogonias undulatus* (Linnaeus, 1766) del Océano Atlántico Norte estudiadas por Chao (1978) y con *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) de las costas bonaerenses (Baldás *et al.*, 1997; Volpedo y Echeverría, 1999; Volpedo y Echeverría, 2000) la forma globosa y los bordes lisos. Estas especies se diferencian porque presentan en la topografía de la cara interna de la *Sagitta* diferentes valores de la relación entre el ancho y el largo del *ostium*, distintos grados de curvatura de la *cauda* (pudiéndose ésta dilatar en su extremo final), la presencia de una muesca en el borde ventral, la existencia de la depresión areal dorsal, un espesor variable y diferentes distribuciones de las concreciones calcáreas de la superficie de la cara externa.

Las *Sagittae* de *Paralonchurus peruanus* comparten con las de *P. brasiliensis* Steindachner, 1875 del Océano Atlántico (Baldás *et al.*, 1997) la forma oblonga, el tipo de bordes, el eje del *ostium* inclinado hacia el borde ventral, la cara interna y externa convexas. Los diferentes grados de curvatura de la *cauda* y la distribución de las concreciones calcáreas en la superficie de la cara externa son caracteres distintivos de *P. peruanus* y *P. brasiliensis*. Kong y Valdés (1990) estudiaron la morfología de las *Sagittae* de *Paralonchurus peruanus* procedente de Arica (Chile), en la ilustración de las mismas se evidencia que las concreciones calcáreas de la cara externa pueden hallarse separadas. En las *Sagittae* de *P. peruanus* del norte del Mar de Perú, las concreciones calcáreas forman una estructura compacta que se extiende en toda la superficie de la cara externa. Estas diferencias pueden deberse a que los ejemplares examinados por Kong y Valdés (*op cit.*) poseen tallas menores (187 a 284 mm) que los encontrados en la costa piurana. Es probable que las concreciones calcáreas de la cara interna se incrementen, formando una estructura maciza, de forma similar a la que ocurre en *Micropogonias furnieri* durante su desarrollo (Volpedo y Echeverría, 1999).

Las *sagittae* de *Sciaena deliciosa* comparten con las *sagittae* de *Cheilotrema fasciatum* Tschudi, 1846 (=*S. fasciata*) estudiada por Kong y Valdés (1990), con *Protosciaena trewavasae* (Chao y Miller, 1975) (=*Sciaena trewavasae*), con *S. umbra* (Linnaeus, 1758) y con *S. bathytatos* Chao y Miller, 1975 (especies del Océano Atlántico) estudiadas por Chao (1978, 1986): los bordes lisos y las cara interna y externa convexas. Las *sagittae* de estas especies se diferencian en la presencia de una depresión areal ventral en *P. trewavasae* y de depresiones areales dorsales en *C. fasciatum*, *S. umbra* y *S. bathytatos*, el grado de curvatura de la *cauda* que puede aproximarse a un ángulo de 45° en *S. deliciosa* y, o ser de 90° aproximadamente en *P. trewavasae*, *S. umbra* y *S. bathytatos* y la distribución de las concreciones calcáreas en la cara externa.

La variabilidad específica de los caracteres morfológicos de las especies del género *Sciaena* podrían relacionarse con el origen polifilético del género propuesto por Sasaki (1989) y con la asignación histórica de las especies que lo integran, que en la actualidad están siendo reorganizadas por Chao (2000).

El análisis morfométrico realizado permite concluir que no existen diferencias entre la *sagitta* derecha e izquierda de los ejemplares estudiados de cada una de las especies, pudiéndose utilizar en el retrocálculo de estudios de dietas cualquiera de ambas *sagittae*. Los resultados de las regresiones muestran que la relación LT vs. LO presenta los valores más altos de coeficientes de regresión en las especies estudiadas, por lo que los parámetros pueden ser utilizados para predecir la talla del pez en estudios de ecología trófica.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Edwin Vegas Gallo por su orientación en la pasantía realizada por A. V. Volpedo y a la Escuela de Biología de la Universidad Nacional de Piura por el apoyo brindado durante la colecta de material.

BIBLIOGRAFIA

Baldás, M., G. Pérez Macri, A.V. Volpedo y D. D. Echeverría. 1997. Morfología de la *sagitta* de peces marinos de la costa bonaerense de la Argentina 1: Carangidae, Sciaenidae, Mullidae. Atlántica, Río Grande 19: 99 -112.

Campana, S.E. y J.M. Casselman. 1993. Stock discrimination using otolith shape analysis. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50:

1062-1083.
Correa, M.F.M. y M.S. Vianna. 1993. Catálogo de otolitos de sciaenidae (Osteichthyes-Perciformes) do litoral do Estado do Paraná, Brasil. Nerítica Curitiba 7: 13-41.
Chao, L.N. 1978. A basis for classifying western atlantic Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). NOAA. Tech. Rep. NMFS Tech. Circ. 415: 1-64.
Chao, N.L. 1986. A synopsis of zoogeography of the Sciaenidae: 570-589. *In*: Uyeno, T., Arai, R., Tainuchi, T. & M. Matsura (Eds.). Indo-Pacific Fish Biology: Proceeding of second International Conference on Indo-Pacific Fishes. Ichthyological Society of Japan, Tokyo.
Chao, N.L. 2000. Reclassification of New World sciaenid fishes of the genus "Sciaena" (Perciformes, Sciaenidae). *In*: Program Book and Abstracts of 80 Th. Annual Meeting American Society of Ichthyologists and Herpetologists. Contribution N° 629, 274 págs.
Chirichigno, N.F. y J. Vélez. 1998. Clave para identificar los peces marinos del Perú. Instituto del Mar del Perú, Publicación especial. 455 págs.
Chirichigno, N., W. Fischer y C.E. Nauen. 1982. INFOPESCA. Catálogo de especies marinas de interés económico actual o potencial para América Latina. Parte II. Pacífico centro y suroriental. PNUD. FAO. 588 págs.
Espino, M. 1990. Análisis de las poblaciones de los principales recursos demersales del Perú. Bol. Inst. Mar Perú 14(1): 3-26.
Estrella-Arellano, C., R. Guevara-Carrasco, A. Medina-Cruz, J. Palacios-León y W. Avila-Pérez. 1999. Informe estadístico de los recursos hidrobiológicos de la pesca artesanal por especies, artes, meses y caletas durante el segundo semestre de 1998. Inf. Inst. Mar Perú 143: 1-33.
Flores, M., S. Vera, R. Marcelo y E. Chirinos. 1996a. Estadísticas de los desembarques de la pesquería marina peruana. 1992-1993-1994. Inf. Inst. Mar Perú 118: 1-76.
Flores, M., S. Vera, R. Marcelo y E. Chirinos. 1996b. Estadísticas de los desembarques de la pesquería marina peruana. 1995. Inf. Prog. Inst. Mar Perú 45: 1-35.
González-Ynope, A. y A. Aliaga-Rosales. 1997. Distribución, concentración y características biológicas de los recursos pelágico costeros y demersales costeros. Prospección E/E Huamanga 9611-12. Inf. Inst. Mar Perú 125: 11-30.
Hecht, T. 1990. Otoliths: An introduction to their morphology and use in the identification of ocean.fishes: 64-69. *In*: O Gon & P. C. Heemstra (Eds.) Fishes of the southern ocean. J.L.B. Smith Institute of Ichthyology. Grahamstown, Gran Bretaña.
Kong , J. y J. Valdés. 1990. Sciaenidos de Chile: análisis taxonómico y morfológico. Estud. Oceanol. 9: 13-56.
Mendo, J. 1987. Edad y crecimiento de una especie de cachema (*Cynoscion analis*) de la zona frente a Paita. Bol. Inst. Mar Perú 11(1): 1-39.
Neilson, J. D., G. H. Geen y B. Chan. 1985. Variability in dimensions of salmonid otolith nuclei; implications for stock identification and microstructure interpretation. Fishery Bulletin, 83(1): 81-89.
Nelson, J.S. 1994. Fishes of the World. 3 th edition. John Wiley & Sons, INC., 600 págs.
Sasaki, K. 1989. Phylogeny of the family Sciaenidae, with notes on its geography (Teleostei: Perciformes). Memoirs of the Faculty of fisheries Hokkaido University 36(1): 1-137.
Schmidt, W. 1969. The otoliths is a means of differentiation between species of fish of very similar appearance. FAO. Proc. Sym. Oceanog. Fish. Res. Trop. Atl., III: 393-396.
Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1995. Biometry: The principles and practice of statistics in biological research. 3° edition, W.H. Freeman and Company, 887 págs.
Volpedo, A.V. y D.D. Echeverría. 2000. Catálogo y claves de otolitos para la identificación de peces del Mar Argentino. 1. Peces de importancia comercial. Editorial Dunken, 90 págs.
Volpedo, A.V. y D.D. Echeverría. 1999. Morfología de los otolitos *sagitta* de juveniles y adultos de *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) (Sciaenidae). Revista de Ciencias del Mar Thalassas 15: 19-24.

REGLAMENTO DE PUBLICACION DEL BOLETIN DE LA SOCIEDAD DE BIOLOGIA DE CONCEPCION

El Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción publica trabajos científicos que tengan como base las ciencias biológicas en su sentido más amplio. Esta revista aparece en la forma de uno o más volúmenes al año constituidos por un número variable de trabajos. El idioma oficial de esta publicación es el español, reservándose el editor el derecho de autorizar la publicación en otras lenguas.

Los trabajos publicados deberán ser previamente expuestos en una Sesión de Lectura de la Sociedad de Biología de Concepción, por el Socio interesado o su representante. Las contribuciones son de dos categorías: trabajos propiamente tales y notas científicas. Los trabajos mayores son aquellos cuyo manuscrito tiene una extensión mínima de seis (6) páginas y máxima de treinta (30) páginas tamaño oficio dactilografiadas a espacio y medio. Las notas científicas son trabajos de menos de seis (6) páginas dactilografiadas. En todo caso, el editor decidirá su clasificación.

Los trabajos mayores y las notas se publicarán a dos columnas. Los primeros deberán contar a los menos con las siguientes partes: Título en el lenguaje original, Título en inglés, Nombre del Autor(es) y Lugar(es) de Trabajo, Resumen, Abstract, Keywords, Introducción, Materiales y Métodos, Resultados, Discusión, Conclusiones, Agradecimientos y Bibliografía. Las notas por su menor extensión podrán no indicar explícitamente algunas de estas partes, aunque siempre deberán llevar Título, Keywords, Bibliografía, Resultados.

Tanto las notas como los trabajos mayores serán enviados a revisión por pares. Los autores recibirán de vuelta los trabajos con las correcciones sugeridas, debiendo ajustar sus manuscritos a esas sugerencias. La aceptación definitiva de un manuscrito dependerá de la evaluación de los pares y de su posterior modificación por parte del autor si así fuere necesario.

Ocasionalmente podrá el Directorio de la Sociedad de Biología de Concepción autorizar la dedicación de un volumen completo a un trabajo de gran envergadura si la calidad e importancia de éste lo justificaren.

Características que deben reunir los manuscritos para ser aceptados por el Editor

1. Ser expuestos previamente en una Reunión de la Sociedad de Biología de Concepción.
2. Cada manuscrito entregado con dos copias carbón o xérox debe ser escrito a espacio y medio, con margen superior a 2 cm, por todos los contornos de la página. Debe incluir las diversas secciones mencionadas más arriba e indicar precisamente dónde deben ir figuras, láminas, tablas, gráficos.
3. Si el trabajo incluye Tablas, éstas deben ir numeradas correlativamente con números romanos, indicando su lugar en el manuscrito. Cada Tabla debe llevar una leyenda apropiada en la parte superior.
4. Las ilustraciones pueden ser dibujos de figuras o gráficos y fotografías. Los primeros deben ser confeccionados con tinta china en papel diamante o papel blanco, grueso y de buena calidad. Deben ser numeradas correlativamente con números arábigos, ser convenientemente aludidas en el texto e indicarse su posición dentro del manuscrito. Las explicaciones de las figuras pueden ser dactilografiadas acompañando a cada figura dentro del texto o ser agrupadas en hojas aparte. Las fotografías deben ser bien contrastadas y en papel brillante.
5. Tanto las fotografías como los dibujos pueden aparecer separadamente en el texto o reunirse en láminas que pueden intercalarse en el texto o agruparse al final del mismo. Para los efectos de reducción de láminas o figuras debe tenerse en cuenta que el tamaño útil máximo de una página

impresa es de 21 cm de alto por 15 cm de ancho, con una diagonal de 26 cm. Se recomienda que el tamaño de las láminas entregadas en el original no exceda del doble de la diagonal indicada más arriba. Si la explicación de las figuras de la lámina va al pie de la misma, el espacio necesario para ello debe considerarse dentro de las medidas indicadas. Al reverso de las figuras, fotografías o láminas debe inscribirse el nombre del trabajo, autor y número que le corresponda.

6. En el manuscrito deben subrayarse con línea continua sólo los nombres científicos de géneros, subgéneros, especies, subespecies, locuciones y diagnosis en latín.

7. No se publicarán palabras con todas las letras mayúsculas en el texto. Esta forma se reservará para títulos, subtítulos, abreviaturas de Instituciones y otros autorizados por el Editor. Los nombres de autores irán con mayúsculas y minúsculas sin subrayar.

8. En el manuscrito se debe indicar con absoluta claridad los títulos y subtítulos (dactilografiados ambos con mayúsculas). Las cabezas de párrafo que sea necesario destacar pueden indicarse imitando negrita si el manuscrito se hace con un procesador de texto o subrayando con línea cortada. La estructura final del manuscrito puede ser alterada respecto del original para acomodarse al estilo del Boletín.

9. La Bibliografía deberá incluir sólo las citas del texto. Estas deberán hacerse en la forma más abreviada posible, v. gr. Gómez (1981: 46), lo que indica autor, año y página; si son varios autores: Gómez *et al.* (1902: 107). No debe indicarse en el texto referencias bibliográficas ni aludir a éstas por un número guía como se acostumbra en otras publicaciones. Si un autor tiene más de un trabajo en un mismo año, se les debe distinguir agregando letras consecutivas después del año, v. gr. Gómez (1946a: 49); Pérez, (1958c).

10. La lista de los autores aludidos en el texto debe llamarse Bibliografía. La forma de presentarla se ajustará en lo posible a los siguientes ejemplos:

a. Cita de libros y folletos:

Weisz. G.A. 1966. The Science of Biology. McCraw-Hill Book Co. USA. 879 págs.
Borror, J.D. y D.M. DeLong. 1966. An Introduction to the study of Insects. Holt, Rinehart & Winston. USA. 819 págs.

b. Artículos en revistas:

Androsova, E.I. 1972. Marine Invertebrates from Adelie Land, collected by the XIIth and XVth Antarctic Expeditions. 6, Bryozoa. Théthys suppl. 4: 87-102.

Banta, W.C. 1969. The body wall of the Cheilostomata bryozoa II. Interzoidal Communication Organs. J. Morph. 129 (2): 149-170.

c. Artículos de un autor en un libro de otro autor o editor:

Theodorides, J. 1963. Nématodes: 693-723, *In*: Grassé, P.P. y A. Tétry (Eds.) Zoologie I. Encyclopédie de la Pléiade 14. Librairie Gallimard, Paris, 1.242 págs.

11. Los nombres de las revistas botánicas debes abreviarse de acuerdo al B-P-H (*Botanico-Periodicum-Huntianum*).

12. Si un trabajo, por alguna especial cirsunstancia, debe ser publicado en forma diferente a las disposiciones anteriores, el autor debe exponer su petición al Director Responsable del Boletín (el Editor).

Costos de Publicación

1. Los socios con sus cuotas sociales al día, que no tengan respaldo de proyectos institucionales y cuyos manuscritos fueren aceptados para publicación en el boletín, recibirán 50 apartados libres de costos.

2. Los socios con respaldo de proyectos institucionales (universitarios, regionales, nacionales o internacionales) y cuyos manuscritos fueren aceptados para publicación en el Boletín, deberán cancelar US$15 por página impresa pagaderos antes de la entrega de los apartados. Cada socio, en este caso, recibirá 50 apartados de su trabajo libres de costo y franqueo incluido.

3. Los no socios cuyos manuscritos fueren aceptados para publicación en el Boletín deberán cancelar US$15 por página impresa pagaderos antes de la entrega de los apartados. Cada autor, en este caso, tendrá derecho a 50 apartados libres de costo cuyo envío dentro del país ascenderá a US$ 5 y fuera del país a US$ 20.

Esta publicación
se terminó de imprimir
en el mes de enero
de 2002 en los talleres
de Green Print Impresores
Ejército 1455
Concepción
Chile

SOCIEDAD DE BIOLOGIA DE CONCEPCION-CHILE

Fundada el 30 de abril de 1927, destinada a "fomentar la investigación en las diferentes ramas de las ciencias biológicas y la difusión de los conocimientos de esa ciencia". Sociedad afiliada a la "Societé de Biologie de Paris" desde 1928.

PUBLICACIONES DE LA SOCIEDAD

- Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción.
- Publicaciones Especiales de la Sociedad de Biología de Concepción.

CANJE

Deseamos establecer canje con todas las publicaciones similares.
We wish to establish exchange with all similar publications.
Wir wünschen den Austausch mit allen ähnlichen Zeitschriften.
On désire établir l'echange avec toutes les publications similaires.

CORRESPONDENCIA

Sociedad de Biología de Concepción
Casilla 4006, Correo 3
CONCEPCION - CHILE

BOLETIN DE LA SOCIEDAD DE BIOLOGIA
DE CONCEPCION - (CHILE)
ISSN 0037 - 850X



VOLUME 72 YEAR 2001

RESULTS OF THE IX[th] IBERO-AMERICAN CONGRESS OF BIODIVERSITY AND ZOOLOGY OF VERTEBRATES

Edited by H.I. Moyano G. & J.C. Ortiz

CONTENTS